



HAL
open science

**Programme les sentinelles du climat – Tome IV :
Ajustement des protocoles d'échantillonnage et analyses
exploratoires des indicateurs des effets du changement
climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine**

Fanny Mallard

► **To cite this version:**

Fanny Mallard. Programme les sentinelles du climat – Tome IV : Ajustement des protocoles d'échantillonnage et analyses exploratoires des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine. C. Nature, 2017. hal-02022916

HAL Id: hal-02022916

<https://hal.science/hal-02022916>

Submitted on 18 Feb 2019

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

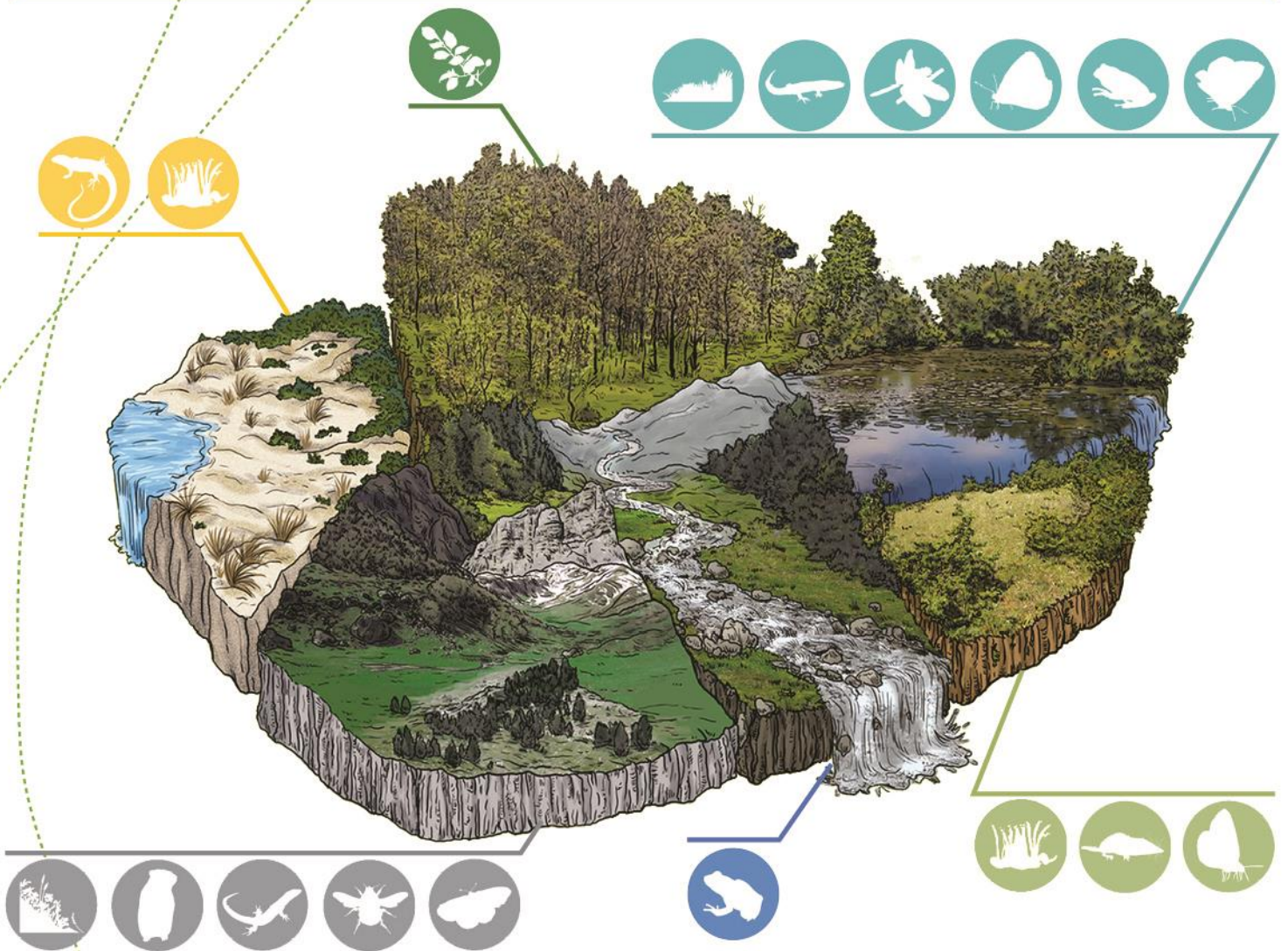


Décembre 2017

les sentinelles du climat

Programme « Les sentinelles du climat »

Tome IV : Ajustement des protocoles d'échantillonnage et analyses exploratoires des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine



Fanny Mallard

Coordinatrice du programme les sentinelles du climat – Cistude Nature – fanny.mallard@cistude.org – 05.56.28.47.72





Avertissement : Le texte et les figures cachés en noir [REDACTED] ne font pas partie des éléments consultables en libre accès. Ces éléments font partie des données sensibles sur les espèces. Pour plus d'information veuillez contacter fanny.mallard@cistude.org

Référence bibliographique à utiliser :

Mallard F. (coord.), 2017. Programme les sentinelles du climat – Tome IV : Ajustement des protocoles d'échantillonnage et analyses exploratoires des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine, 966 p.

Coordination :

Fanny Mallard¹

Auteurs et contributeurs par ordre d'apparition dans le texte :

Fanny Mallard¹, Guillemette Labadie¹, Maximilien Lavagna¹, Kévin Romeyer², Grégory Caze², Maud Berroneau¹, Anthony Le Fouler², Sandy Bulté¹, Pierre-Yves Gourvil³, David Soulet³, Thomas Ruys¹, Gaëlle Caublot⁴, Julien Jemin⁴, Gilles Bailleux³, Jean-Yves Georges⁵, Stéphanie Darblade⁶, Didier Leveau⁷, Christophe Coïc¹, Pierre Lafon², Laurent Chabrol⁸, Mickael Mady⁸, Emma Valadas¹, Mathieu Molières¹, Ludovic Olicard⁹, David Genoud¹⁰, Matthieu Berroneau¹, Théo Constant¹¹, Frank d'Amico¹¹, Loreyna Grégoire¹, Gabrielle Sauret¹, Elodie Malavialle¹

¹ Cistude Nature,

² Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique (CBNSA),

³ Conservatoire d'espaces naturels d'Aquitaine (CEN Aquitaine),

⁴ Groupe Mammalogique et Herpétologique du Limousin (GMHL),

⁵ Institut Pluridisciplinaire Hubert Curien (IPHC),

⁶ Réserve Naturelle de l'Étang Noir,

⁷ Réserve Ornithologique du Teich,

⁸ Conservatoire botanique national du Massif central (CBNMC),

⁹ Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées (CBNPMP),

¹⁰ David Genoud – DGe

¹¹ Université de Pau et des Pays de l'Adour (UPPA).

Pour plus d'informations :

Site internet du programme les sentinelles du climat : www.sentinelles-climat.org



Avant-propos

Ce document est réalisé dans le cadre du programme de recherche appliquée « Les sentinelles du climat » (2016–2021) sur l'étude des effets du changement climatique sur la biodiversité à l'échelle de la région Nouvelle-Aquitaine.

Pour plus d'informations :

Site internet du programme les sentinelles du climat : www.sentinelles-climat.org

Production du programme les sentinelles du climat 2016–2017

Tome I : Développement d'indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine

Tome II : Protocoles d'échantillonnage des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine

Tome III : Cadre de la modélisation prédictive des réponses des espèces face au changement climatique en Nouvelle-Aquitaine

Tome IV : Ajustement des protocoles d'échantillonnage et analyses exploratoires des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine

Résumé

Les recherches sur le terrain sont essentielles pour comprendre les interactions entre les variations climatiques et la réponse de la biodiversité. La mise en place de protocoles de suivis standardisés à long terme des indicateurs climatiques et biologiques, évolutifs en fonction des résultats obtenus est nécessaire. En lien avec des données plus générales disponibles des observatoires naturalistes régionaux, elles seront la base de la caractérisation et des projections des impacts du changement climatique sur l'état de la biodiversité. Sur le territoire de la région Nouvelle-Aquitaine, une vingtaine d'indicateurs « sentinelles du climat » et des indicateurs météorologiques ont été développés dans 5 écosystèmes particulièrement sensibles à savoir de types dunaire, sec, humide, forestier et montagnard. En 2017, trois nouveaux indicateurs ont été ajoutés avec l'extension à la nouvelle région, en Limousin, Rainette verte, Léopard vivipare, Vipère péliade, et en Aquitaine, la Cistude d'Europe. Des plans d'échantillonnage des indicateurs ont été élaborés en 2016. Cette année a été consacrée aux tests des protocoles scientifiques de suivis de la flore et de la faune sur plus de deux cents sites à travers la région qui seront suivis jusqu'en 2021. Les premiers résultats exploratoires ont permis l'expérimentation des plans d'analyse sur une année et l'ajustement, l'optimisation des protocoles pour fournir des suivis scientifiques robustes à long terme. Essentielles pour l'élaboration de stratégies de conservation, les données de ces suivis doivent être largement diffusées. Pour que chacun devienne acteur du programme, des sciences participatives ont été élaborées sur l'étude de la phénologie d'espèces animales et végétales facilement identifiables par l'ensemble des publics visés.

Mots clés : amphibiens, échantillonnage, humidité, insectes, mammifères, paysage, réchauffement climatique, reptiles, sensibilisation, suivis, température, végétation.



Remerciements

Nous remercions l'Union européenne, la région Nouvelle-Aquitaine, le Département de Gironde et le Département des Pyrénées Atlantiques pour leur soutien et le financement du programme « les sentinelles du climat ».

Nous remercions également les membres du conseil scientifique 2017 pour leur avis, leur analyse, et leurs conseils sur les méthodes, les protocoles, les modèles et les résultats de l'ensemble du programme :

- Hervé Le Treut, Président d'honneur du conseil scientifique, Professeur à l'Université Pierre et Marie Curie ;
- Yohana Cabaret, docteur, chargée de mission à AcclimaTerra, comité scientifique régional sur le changement climatique en Nouvelle-Aquitaine,
- Sylvain Delzon, chercheur à l'INRA / Université de Bordeaux, UMR Biodiversité Gènes et Ecosystèmes ;
- Didier Grimal, responsable Etudes et Climatologie, DIRSO/EC/D, Météo-France - Direction Interrégionale Sud-Ouest, Etudes et Climatologie,
- Oliver Lorvelec chercheur à l'INRA / Université de Rennes, UMR Ecologie et Santé des Ecosystèmes ;
- Claude Miaud, chercheur au CNRS, Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive ;
- Benoît Sautour, Professeur - Université Bordeaux - UMR EPOC, Station Marine,
- Inge Van Halder, chercheur à l'INRA / Université de Bordeaux, UMR Biodiversité Gènes et Ecosystèmes.

Sommaire

1. Introduction générale.....	7
1.1 Changement climatique et biodiversité	7
1.2 Démarche de recherche du programme	8
1.3 Indicateurs sentinelles du climat	9
1.4 Méthodologie générale.....	11
1.5 Structure du rapport	15
2. Indicateurs météorologiques.....	17
2.1 Matériel et méthode.....	18
2.2 Mise en place d'une démarche d'analyse mécanistique et statistique.....	27
2.3 Discussion.....	43
3. Indicateurs biologiques des écosystèmes dunaires	45
3.1 Communautés végétales des dunes littorales non boisées.....	45
3.2 Lézard ocellé (<i>Timon lepidus</i>)	54
4. Indicateurs biologiques des écosystèmes secs	72
4.1 Communautés végétales des pelouses sèches calcicoles	72
4.2 Populations de lépidoptères et d'ascalaphes de pelouse calcicole	105
4.3 Communauté de micromammifères.....	149
5. Indicateurs biologiques des écosystèmes humides.....	160
5.1 Communautés végétales des tourbières et bas-marais acidiphiles.....	160
5.2 Communautés végétales des landes humides et tourbeuses.....	182
5.3 Populations de lépidoptères de landes humides.....	204
5.4 Azuré des mouillères (<i>Phengaris alcon</i>)	238
5.5 Lézard vivipare (<i>Zootoca vivipara</i>)	269
5.6 Vipère péliade (<i>Vipera berus</i>)	278
5.7 Communautés végétales des lagunes du plateau landais.....	288
5.8 Leucorrhines et cortège d'odonates associé.....	306
5.9 Rainette ibérique (<i>Hyla molleri</i>) et Rainette verte (<i>Hyla arborea</i>).....	331

5.10 Communautés végétales des rives d'étangs arrière-littoraux.....	340
5.11 Cistude d'Europe (<i>Emys orbicularis</i>)	349
6. Indicateurs biologiques des écosystèmes forestiers	366
6.1 Communautés végétales de forêts à hêtre de plaine	366
7. Indicateurs biologiques des écosystèmes montagnards	380
7.1 Communautés végétales de pelouses acidiphiles psychrophiles	380
7.2 Apollon (<i>Parnassius apollo</i>) et cortège de lépidoptères de montagne associé	391
7.3 Cortège des bourdons	427
7.4 Grenouille des Pyrénées (<i>Rana pyrenaica</i>)	465
7.5 Lézard de Bonnal (<i>Iberolacerta bonnali</i>) et Lézard catalan (<i>Podarcis liolepis</i>).....	487
7.6 Marmotte des Alpes (<i>Marmota marmota</i>).....	502
8. Sciences citoyennes.....	510
8.1 Introduction	510
8.2 Matériel et méthode.....	512
8.3 Discussion.....	525
9. Conclusion générale.....	528
10. Bibliographie.....	544
11. Annexes.....	570



1. Introduction générale

Auteur : Fanny Mallard

1.1 Changement climatique et biodiversité

Le rythme du déclin de la biodiversité est évalué actuellement de 100 à 1 000 fois supérieur à celui du rythme naturel. Cette perte exceptionnellement rapide est, selon les dernières estimations, induite par la pression des activités humaines sur l'environnement. Ainsi, une sixième période d'extinction de masse est en cours (CEBALLOS *et al.*, 2015 ; CEBALLOS *et al.*, 2017). Par sa rapidité, le changement climatique devient l'une des principales pressions de cette crise (SALA *et al.*, 2000). La vitesse, le niveau auxquels il opère est une préoccupation majeure à prendre en compte pour les espèces sauvages de flore et de faune, et pour les écosystèmes associés. Le niveau prévisible d'une augmentation de quelques degrés de la température atmosphérique est en lui-même un impact significatif perceptible sur les populations animales et végétales (ROOT *et al.*, 2003). Indirectement, donc souvent sous-estimé, ce changement des températures alimente et amplifie les autres impacts, tels que la modification ou le changement d'utilisation des terres, la fragmentation de l'habitat, la surexploitation, la pollution, l'appauvrissement des écosystèmes et la propagation des espèces exotiques envahissantes (IPCC, 2014).

Les influences complexes du climat sur la biodiversité et les réponses adaptatives intrinsèques des espèces restent encore largement peu suivies et méconnues (BERTEAUX *et al.*, 2010). Les effets liés spécifiquement au changement climatique sont difficiles à mettre en évidence à cause des multiples facteurs à prendre en compte, du manque de connaissances sur les interactions et sur l'adaptation des espèces, de résultats d'observations effectués localement et sur des temps courts. Ces pressions se combinent dans le temps et l'espace. Elles agissent sur le fonctionnement des composantes des écosystèmes, elles-mêmes liées entre elles. Le cas des écosystèmes terrestres illustre cette multiplicité des pressions et des interactions. Les impacts des pressions liées à l'aménagement du territoire et aux usages de l'espace brouillent la compréhension des effets du changement climatique (MALLARD, 2016a). Les organismes sont confrontés à ces effets cumulés par de multiples perturbations. Si la dissociation des effets n'est pas vraiment réalisable, il est possible de privilégier des systèmes qui illustrent particulièrement les effets du climat comme par exemple les ectothermes dont l'écologie et la physiologie sont directement dépendants des conditions thermiques et hydriques ambiantes.

La quantification des effets du changement climatique sur les écosystèmes terrestres et leurs extrapolations sont contraintes en qualité par les incertitudes liées aux campagnes de mesures, par les variabilités liées au climat futur résumées par des scénarios, par les réponses adaptatives locales des espèces, le fonctionnement des écosystèmes et leur représentation par un modèle (MASSU & LANDMANN, 2011 ; MALLARD, 2016a). Ces incertitudes, ces déficits de connaissances et de données sont progressivement réduits grâce aux observations à long terme, à l'amélioration des compréhensions des processus écologiques, par des techniques de traitement des données, par des choix de modèles diversifiés et complémentaires. Comprendre la réponse de la biodiversité au changement climatique afin de mettre en place des stratégies de conservation nécessite : 1) de combiner les échelles régionales et locales (ROOT & SCHNEIDER, 2006) afin d'apporter des éléments de connaissance pour la mise en place d'actions par les gestionnaires d'espaces naturels mais également les décideurs (BERTEAUX *et al.*, 2010),

2) d'effectuer des observations protocolées de terrain en lien avec les modèles, 3) d'obtenir des données validées, des campagnes de terrain évolutives en fonction de ces données, des observations pertinentes liées aux échelles de temps et d'espace, 4) de communiquer enfin des informations agrégées auprès de différents acteurs.

1.2 Démarche de recherche du programme

À ce jour, il n'existe pas de suivi sur le long-terme, répertorié, normalisé, communiqué permettant une analyse globale des effets du changement climatique sur la biodiversité à l'échelle régionale. Ces carences induisent de nouvelles démarches de recherche prolongeant les travaux de suivis des populations d'espèces. Consciente que ces lacunes doivent être comblées en priorité, l'association Cistude Nature s'est entourée de partenaires pour mettre en place un programme d'étude pluriannuel : « les sentinelles du climat » (2016–2021). Le défi est de développer la connaissance fondamentale, en raisonnant en terme de fonctionnement multi-échelles. Dans ce contexte, il est aussi essentiel de prendre en compte au mieux des variables couplées dans l'espace et le temps, de combiner différentes disciplines d'études théoriques et de terrain, en facilitant l'analyse et la circulation multi-publics des connaissances. Ce programme amène à poser en liminaire la question suivante : *Comment évaluer et prédire la réponse de la biodiversité régionale face au changement climatique ?*

Répondre à la problématique nécessite d'identifier des indicateurs pertinents et opérationnels à l'échelle régionale (Nouvelle-Aquitaine, France) pour évaluer l'état de la biodiversité, pour le projeter et tenter de prédire la réponse de la biodiversité face au changement climatique. Les indicateurs permettent une réduction du nombre de mesures et de paramètres en simplifiant ainsi l'approche de phénomènes complexes, interdépendants. Ils ont pour fonction de décrire, distinguer, simplifier, agréger, évaluer et projeter les impacts du changement climatique sur la biodiversité. Pour les indicateurs de biodiversité, les objectifs sont aussi multiples. Ils permettent ainsi d'évaluer à la fois, la viabilité, la durabilité, la résilience, la productivité, la vulnérabilité, en somme de faire le point sur l'état de santé de la biodiversité et de permettre aux utilisateurs de prendre des décisions et d'en évaluer les conséquences.

Les indicateurs utilisés sont ainsi d'ordre « biologique » et concernent des espèces (ou groupes d'espèces) de flore et de faune étudiées dans leur milieu. L'état et l'évolution de ces indicateurs sont reliés à un ensemble de mesures de paramètres météorologiques et climatiques à des échelles de temps et d'espace différentes. Ces données concernent la température, l'hygrométrie, la pluviométrie, la radiation solaire, la vitesse du vent afin de dégager des tendances de l'impact climatique et de ses variations sur l'état de la biodiversité.

Trois type d'impacts des changements climatiques sur la biodiversité sont actuellement reconnus : (1) l'expansion, la persistance de l'espèce au climat modifié dans l'habitat (adaptation génétique, plasticité phénotypique), (2) le glissement, la migration vers des zones refuges plus appropriées ou (3) la contraction, l'extinction locale, l'effondrement, le déclin (DAVIS & SHAW, 2001).

Le nombre d'extinctions locales dépendra fortement de la capacité des espèces à se déplacer (FODEN *et al.*, 2008) ou à s'adapter. A l'échelle régionale ou locale, les espèces les plus menacées sont celles qui ont des restrictions spatiales latitudinales et altitudinales et des capacités de dispersion limitées (FEEHAN *et al.*, 2009). Les amphibiens, les reptiles, les micromammifères et quelques invertébrés ont des capacités de déplacement inférieures aux grands mammifères ou aux espèces volantes etc. Nous posons l'hypothèse que ces espèces devraient être parmi les premières à répondre



aux variations climatiques locales et elles constituent donc les « sentinelles du climat ». D'autre part, peu mobiles, elles sont généralement facilement observables ce qui permet d'avoir des protocoles d'étude abordables, simples et moins coûteux. Elles ont de plus en général un aspect patrimonial affirmé.

A partir de ces indicateurs, deux objectifs principaux sont alors distingués:

- Le premier est écologique et détermine les effets potentiels du changement climatique en les dissociant des autres facteurs anthropiques par le suivi de l'état de ces espèces sentinelles. La plupart des impacts sur les espèces se détecteront dans le temps, en lien avec leur temps de réponse et l'évolution des changements climatiques. Les effets ne peuvent pas être détectés facilement sur le terrain sur un temps court, ce qui implique des observations de plus grande sensibilité en quantité suffisante pour caractériser leurs qualités, incertitudes, taux de couverture etc.
- Le deuxième est biogéographique. A partir de ces données et de modèles associés, il s'agit d'évaluer, de caractériser, aux différentes échelles locales et régionales, la réponse prévisionnelle des espèces sentinelles du climat qui sont les indicateurs d'évolution.

1.3 Indicateurs sentinelles du climat

Le climat joue un rôle fondamental dans la répartition et la vie des êtres vivants. Il est caractérisé, résumé par plusieurs facteurs : température, précipitations, humidité, vent, lumière, etc. Ils sont définis principalement sur des échelles d'espace et des pas de temps donnés. Ils sont à relier à la théorie de la hiérarchie des niveaux d'organisation des systèmes écologiques (BUREL & BAUDRY, 1999). En pratique, ils se retrouvent à l'échelle du globe (zone climatique-biome/peuplement), de la région (macroclimat-écosystème/communauté), du site d'étude (mésoclimat-habitat/population) ou de l'individu (microclimat-environnement immédiat/organisme) (FAURIE *et al.*, 2011 ; MALLARD, 2014). Des approches mixtes sont alors nécessaires pour étudier l'effet du changement climatique sur la biodiversité. Les prévisions de l'évolution du climat à l'échelle de la planète avec des modèles statistiques permettent un niveau de détail limité. Les résultats doivent être affinés à des domaines spécifiés (LE TREUT, 2013). Les différentes zones géographiques connaîtront des intensités variables du changement climatique (GIEC, 2013).

Sous le climat tempéré de la France, plusieurs régions climatiques sont distinguées à l'échelle des climats régionaux ou macroclimats (FAURIE *et al.*, 2011). Elles renferment des espèces avec des sensibilités différentes à cette pression de la variation du climat (BERTIN, 2008 ; LI *et al.*, 2013). Par conséquent, l'identification d'état de biodiversité d'une zone géographique d'étude est une étape préalable au choix et développement d'indicateurs dites « espèces sentinelles du climat ».

En France, la région Nouvelle-Aquitaine est un site d'étude privilégié par sa situation géographique et par ses écosystèmes diversifiés. Cette région du sud-ouest fera face à des sécheresses estivales récurrentes dans les décennies à venir, à un réchauffement général marqué par des vagues de chaleur plus nombreuses, précoces et à un accroissement d'épisodes de pluie intense en été. Les évolutions moyennes sont caractérisées par des vents hivernaux moins violents et des vents d'été plus énergétiques car associés à des tempêtes d'origine convective. À la différence des situations hivernales, le mécanisme qui peut amplifier les circulations atmosphériques d'été est connu : la condensation de la vapeur d'eau. Il s'agit d'un risque fortement étayé, mais pas d'une prévision certaine. L'Aquitaine, avec sa très longue façade maritime sera également particulièrement sensible

au relèvement moyen du niveau de la mer. Une valeur de quelques dizaines de centimètres est anticipée pour la fin de ce siècle (LE TREUT, 2013).

Les espèces rares ne sont pas uniquement celles les plus sensibles au changement climatique, les espèces communes d'un taxa, par sa variabilité spécifique, est sensible à cette évolution (PEARMAN *et al.*, 2011).

Géographiquement, cette région est constituée d'écosystèmes naturels terrestres dunaires, montagnards, humides, secs et forestiers. A partir de l'état de l'art des connaissances (MALLARD, 2016a), de critères définis et d'une importante base de données empiriques des productions d'atlas de la flore (atlas en ligne : ofsa.fr) et de la faune en région Aquitaine (BERRONEAU, 2015 ; RUYS & COUZI, 2015 ; GOURVIL *et al.*, 2016), des informations sur les espèces et groupes d'espèces indicateurs ont été développées pour ces 5 types de milieux sensibles au changement climatique (Fig. 1).

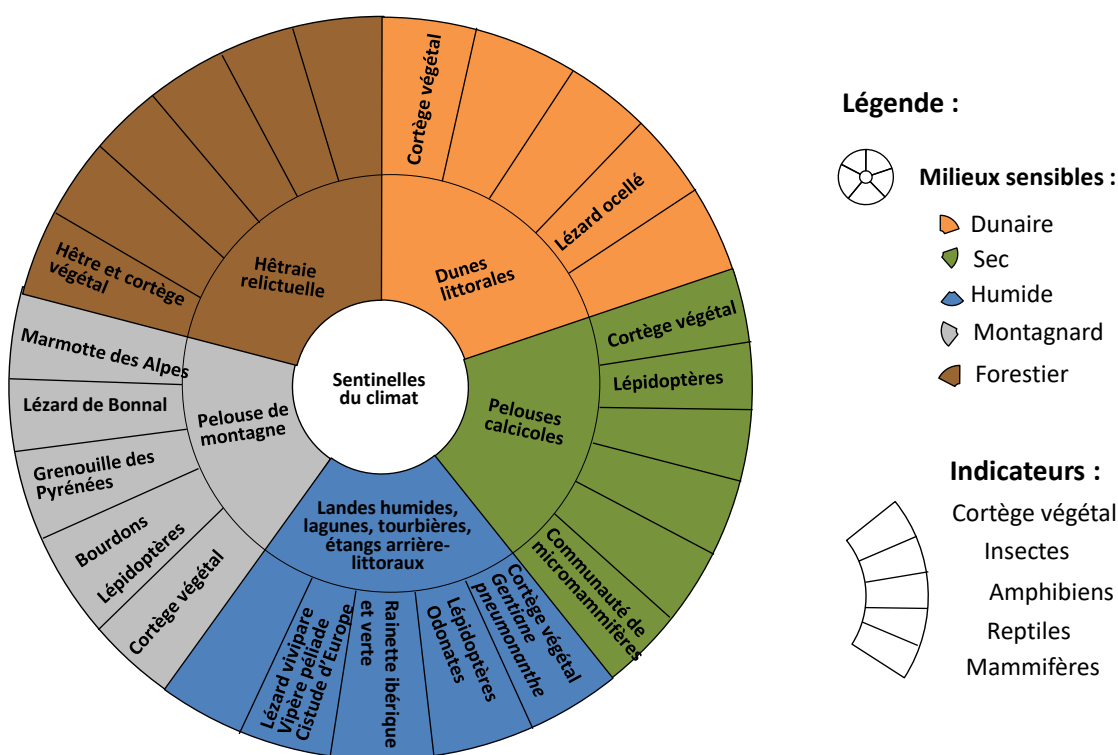


Fig. 1. Espèces ou groupes d'espèces sentinelles en région Nouvelle-Aquitaine.

Les différents types d'écosystème choisis, dunaire, sec, humide, forestier et montagnard, ont chacun des conditions climatiques spécifiques. Le changement climatique augmentera la caractéristique des milieux sec et dunaire déficitaires en eau absorbable avec des sécheresses et des canicules. Le milieu dunaire est soumis à l'érosion marine. Le changement climatique induira un déficit hydrique dans les milieux humides. Il dégradera les conditions fraîches du milieu forestier spécifique de hêtraies relictuelles de plaine. Les milieux montagnards seront soumis aux variations amorcées du régime des pluies, aux changements de températures estivales et aux modifications du manteau neigeux (LE TREUT, 2013 ; MALLARD, 2016a). A partir de la description et de l'état du territoire, 20 indicateurs du changement climatique dans les différents écosystèmes ont été choisis. L'évolution des indicateurs de cortèges floristiques sera suivie pour chacun de ces milieux. Au sein de ces écosystèmes,

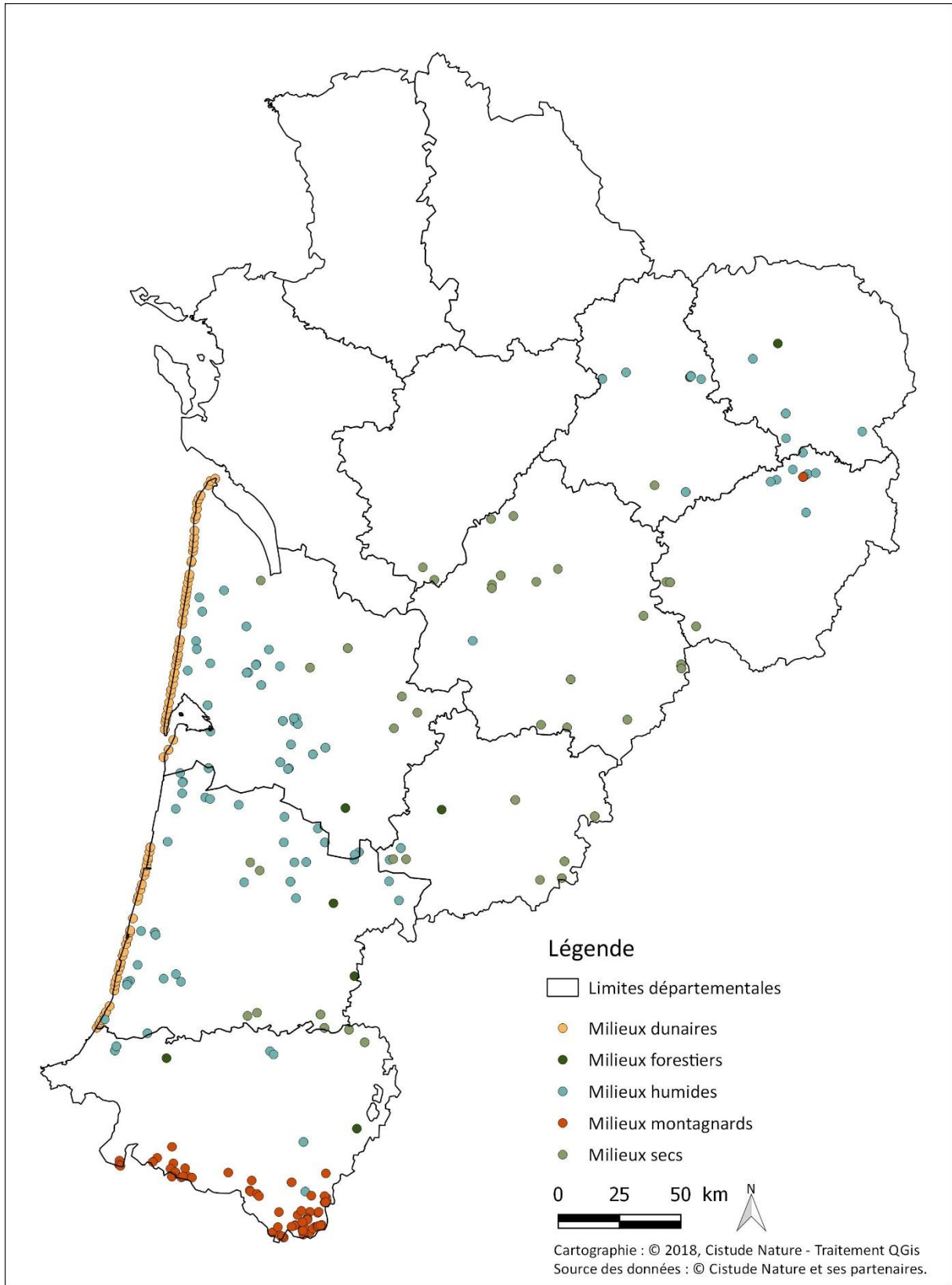
les espèces animales suivantes feront l'objet d'études : insectes (papillons, libellules, bourdons), amphibiens (Grenouille des Pyrénées, Rainette ibérique et Rainette verte), reptiles (Lézard de Bonnal, Lézard ocellé, Lézard vivipare, Cistude d'Europe, Vipère péliade), petits mammifères (Marmotte des Alpes, micromammifères) (Fig. 1).

1.4 Méthodologie générale

Les données d'abondances d'individus, de proportions relatives des espèces renferment une richesse d'analyse importante. La combinaison de ce type de données avec les données d'incidence ou de présence-absence des espèces permet d'enrichir et de valider les modèles pour l'analyse des effets des changements globaux sur la biodiversité. Les données d'incidence ou de présence-absence des espèces sont plus faciles à obtenir que les données d'abondances d'individus, de proportions relatives des espèces liées au nombre d'individus observés (HOWARD *et al.*, 2014). Ces données nécessitent des suivis protocolés des populations naturelles sur le terrain. Les suivis à long terme des populations naturelles sont considérées comme indispensables. Les observations directes devront s'effectuer sur des périodes de plusieurs décennies. Rappelons qu'une période d'observation minimale de deux décennies est recommandée pour les espèces végétales (BERTIN, 2008). Les recherches sur les effets du changement climatique sur le terrain alimentent les expériences, affinent les « modèles » physiques des évolutions des espèces, et les modèles mathématiques de leurs réponses physiologiques et fonctionnelles (LI *et al.*, 2013). Les données de terrain interviennent dans la compréhension de la relation entre les variations climatiques et la réponse de la biodiversité. Dans une région géographique, le climat n'est pas le même en tout lieu, les climats locaux sont variables suivant l'altitude et la latitude (FAURIE *et al.*, 2011). La mise en place de protocoles de suivis des indicateurs climatiques et biologiques standardisés et adaptés à la problématique du changement climatique est nécessaire. Dans le cadre de l'étude, des protocoles de suivis des indicateurs climatiques et biologiques ont été définis.

Pour chaque indicateur, le plan d'échantillonnage pose la définition des critères des sites d'études en région Nouvelle-Aquitaine (Fig. 2). Une hypothèse de travail posée pour la sélection des sites d'étude est de s'appuyer sur un état de conservation limitant autant que possible l'influence de facteurs anthropiques autres qui pourraient impacter la biodiversité et ne permettraient plus de dissocier l'effet du changement climatique de ces autres facteurs. Cet état de conservation de référence est qualifié de "bon" dans cette étude. Ainsi, les réponses de la biodiversité observées dans un site protégé devraient être liées principalement aux effets du changement climatique.

L'état de conservation d'un habitat naturel est défini par l'évaluation des effets de l'ensemble des pressions agissant sur cet habitat et sur les espèces typiques qu'il abrite. Ces impacts peuvent affecter à long terme leur répartition naturelle acquise, sa structure et ses fonctions, ainsi que la survie directe de ses espèces typiques (BOUZILLE, 2007). Le milieu est considéré comme favorable à l'étude par plusieurs critères. L'état de conservation des espèces végétales typiques de l'habitat doit leur être propice.



Sites de suivis des sentinelles du climat par type de milieu en 2017.

Fig. 2. 294 sites de suivis des sentinelles du climat validés et en cours de validation 2017.

Une pré-sélection de sites par le CBNSA a permis d'identifier des sites potentiels, dits de bon état de conservation. L'évaluation de l'état de conservation s'appuie sur les suivis floristiques réguliers du schéma pluriannuel de suivi des habitats d'intérêts communautaires (HIC) du réseau Natura 2000 de la région Aquitaine mis en place par le CBN Sud-Atlantique. L'habitat doit également avoir une aire de répartition naturelle ainsi que des superficies stables ou en extension (BOUZILLE, 2007). La gestion écologique constante de l'habitat permet d'assurer dans le temps une pérennité à leur naturalité et de lutter contre la fermeture du milieu. La maîtrise foncière assure la pérennité dans le temps de la naturalité du site. Les sites publics sont privilégiés, voire également les sites privés avec convention auprès de structures gestionnaires par exemple le CEN Aquitaine. La structure et les fonctions spécifiques nécessaires au maintien à long terme de l'habitat existent et sont susceptibles de perdurer dans un avenir prévisible (BOUZILLE, 2007). Les sites privilégiés sont connectés potentiellement à d'autres habitats permettant d'assurer des échanges entre les habitats, offrant aux espèces des conditions favorables à leur déplacement et à l'accomplissement de leur cycle de vie. Une surface importante permet de limiter l'influence d'autres facteurs anthropiques. La surface définie pour les pelouses calcicoles par exemple doit être en pratique suffisante pour positionner un transect de 100 m dans l'habitat. Les sites sont également distants d'au moins 50 m des activités anthropiques qui pourraient fragmenter les populations de lépidoptères (VAN BOHEMEN, 1998 ; MALLARD, 2014).

Afin de pouvoir comparer les habitats de même nature, il est nécessaire d'écarter les causes de variations qui déterminent des conditions écologiques particulières (FAURIE *et al.*, 2011). Par exemple, les sites choisis de pelouses calcicoles sont exposés sud et composés d'une végétation homogène d'un seul tenant afin de minimiser le nombre de paramètres climatiques et édaphiques. Ces critères permettent d'écarter les causes de variations qui déterminent des conditions écologiques particulières (FAURIE *et al.*, 2011). En terme pratique, les sites ont un accès facile permettant la réalisation de campagnes de relevés standardisées. Les sites accessibles par des terrains privés sont écartés. Les sites sélectionnés ont une répartition spatialement équilibrée à travers la région Nouvelle-Aquitaine et sont distants d'au moins 2 km, le minimum requis pour changer de zone de mésoclimat. La répartition spatiale de l'effort d'échantillonnage permettra de mettre en évidence des variations de réponse de l'indicateur étudié à différentes latitudes et/ou altitudes (WILSON & MACLEAN, 2011).

Dans une région climatique, le climat n'est pas le même en tout lieu, les microclimats locaux sont variables suivant l'altitude et la latitude. Les conditions climatiques particulières résultent notamment de la topographie et du couvert végétal. L'action combinée des facteurs climatiques, et notamment du couple température-humidité, conditionne directement la répartition des espèces végétales et animales et le développement de leurs populations (FAURIE *et al.*, 2011). Dans le programme, ce mésoclimat est mesuré par les données de stations météorologiques disposées localement sur la plupart des sites observés. Les observations des espèces sentinelles sont complétées par des mesures de température et d'humidité sur chaque site de suivis floristiques et faunistiques. Ces facteurs sont les plus représentatifs et les plus facilement mesurables des conditions climatiques des populations à cette échelle locale.

Les conditions climatiques particulières du climat local contribuent à l'étude de la réponse physiologique de l'organisme aux variations climatiques. Plusieurs études en écophysiologie ont souligné l'importance croissante de l'analyse de ces réponses, y compris leurs limites de tolérance aux changements environnementaux. L'écophysiologie peut contribuer à une vision globale des impacts des changements climatiques sur les organismes, les écosystèmes et leurs réponses évolutives (BOZINOVIC & PÖRTNER, 2015). Diverses approches conceptuelles et de modélisation traitent des

questions de réaction thermique en se basant sur les limites de tolérance des organismes (ANGILLETTA, 2009).

Les espèces et leurs stades de vie ont des plages thermiques différentes reflétant la spécialisation à des régimes de température, aux caractéristiques de l'habitat et du mode de vie. Leurs limites de température peuvent être modifiées par l'acclimatation ou l'adaptation évolutive jusqu'à certaines limites. Les réponses physiologiques vont varier entre les espèces endothermes ou ectothermes, et les espèces mobiles ou sédentaires. La température affecte l'ensemble des fonctions biologiques des organismes ectothermes qui ont la même température corporelle que celle du milieu. La capacité potentielle des organismes à se déplacer ou à surmonter les barrières géographiques peut les limiter à suivre le déplacement des zones climatiques et va les rendre plus sensibles aux effets physiologiques. Selon les espèces, les effets des changements climatiques sont sublétaux ou létaux. La caractérisation de ces deux types d'effets est une condition préalable à la prédiction des effets écologiques sur les organismes, les populations et les espèces. Les individus exposés peuvent atteindre un état qui est au-delà de leur capacité à maintenir l'homéostasie, leurs performances de croissance, de reproduction, leurs comportements, ou à se défendre contre des stress biotiques et physicochimiques (BOZINOVIC & PÖRTNER, 2015).

Dans ce programme, les réponses des individus sont étudiées au moyen de dispositifs expérimentaux sur le terrain en utilisant des sondes, des thermocouples placés dans des modèles biomimétiques permettant d'approcher les propriétés thermiques et hydriques des organismes (SINERVO *et al.*, 2010). Les modèles biologiques étudiés sont les organismes ectothermes de lézards et d'amphibiens. Les lézards ne peuvent pas évoluer assez rapidement pour suivre le changement climatique actuel en raison de contraintes liées à leur préférence thermique (ETTERSON & SHAW, 2001 ; HUEY *et al.*, 2003). L'activité en période chaude peut entraîner une température du corps dépassant le maximum critique, conduisant à la mort. Pour se refroidir, les lézards se retirent dans les refuges plutôt que de subir le risque de surchauffe. Cependant, les durées de repli dans les abris restreignent en conséquence la durée de recherche de nourriture. Cela limite les fonctions métaboliques coûteuses comme la croissance, l'entretien et la reproduction. Les taux de croissance de la population sont compromis et augmentent d'autant le risque d'extinction. Même s'ils peuvent adapter et tolérer des températures plus chaudes, ils se rapprochent du seuil léthal (SINERVO *et al.*, 2010). Les amphibiens ont besoin de milieux complémentaires proches, entre terre et eau, pour leur croissance, leur développement, la recherche de nourriture, les périodes d'hibernation et de reproduction. Cette biologie spécifique est susceptible d'être particulièrement affectée par la dérive rapide du climat (PARMESAN, 2007). Les amphibiens ont la peau perméable, les œufs n'ont pas de coquille et leurs cycles de vie sont complexes. Ce sont des animaux ectothermes, ce qui les rend vulnérables aux changements aquatiques et terrestres, à la température, aux précipitations et à leurs combinaisons (DUELLMAN & TRUEB, 1994). Plusieurs études rigoureuses ont démontré des effets létaux directs du changement climatique et indirects dus au changement de l'habitat qui en est la conséquence (POUNDS *et al.*, 1999 ; DASZAK *et al.*, 2005 ; CORN, 2007 ; WHITFIELD *et al.*, 2007 ; MCMENAMIN *et al.*, 2008 ; SODHI *et al.*, 2008 ; ANCHUKAITIS & EVANS, 2010 ; LOWE, 2012 ; LI *et al.*, 2013). Par exemple, il a été démontré qu'il existe une corrélation entre les conditions plus chaudes et sèches et le déclin des amphibiens en Italie (D'AMEN & BOMBI, 2009).

1.5 Structure du rapport

Pour décrire les relations complexes entre la société et l'environnement, un cadre possible de raisonnement est de se baser sur le modèle d'analyse dit «DPSIR» (Driver-Pressure-State-Impact-Responses) pour avoir une méthode pour classer, comprendre les effets du changement climatique et les processus écologiques (Fig. 3).

Le changement climatique est un impact et est devenu une composante de pression sur la biodiversité principalement liée à diverses activités anthropiques, dites forces motrices (Fig. 3). Dans ce programme, le suivi de l'état des écosystèmes naturels est réalisé en fonction de la présence d'espèces animales ou végétales qui y vivent et qui sont soumises à des pressions, dont l'évolution du climat. Les espèces sont considérées par des traits, par les fonctions qu'elles assurent au sein de l'écosystème. Les recherches sur le changement climatique sur le terrain sont essentielles pour alimenter en complément des expériences de laboratoires ou des « modèles » d'évolution des espèces, des modèles mathématiques physiologiques et fonctionnels (Li *et al.*, 2013). Il s'agit également de comprendre la relation entre les variations climatiques et la réponse de la biodiversité. La confrontation sur le terrain augmente les connaissances et les données disponibles sur les milieux naturels et elle permet d'enrichir et de valider les modèles. Les études à long terme des populations naturelles sont généralement considérées comme indispensables. Les observations directes devront s'effectuer sur des périodes de plusieurs décennies. Une période d'observation minimale de deux décennies est recommandée pour les espèces végétales (BERTIN, 2008). La mise en place de protocoles de suivis des indicateurs climatiques et biologiques standardisés et adaptés à la problématique du changement climatique est nécessaire.

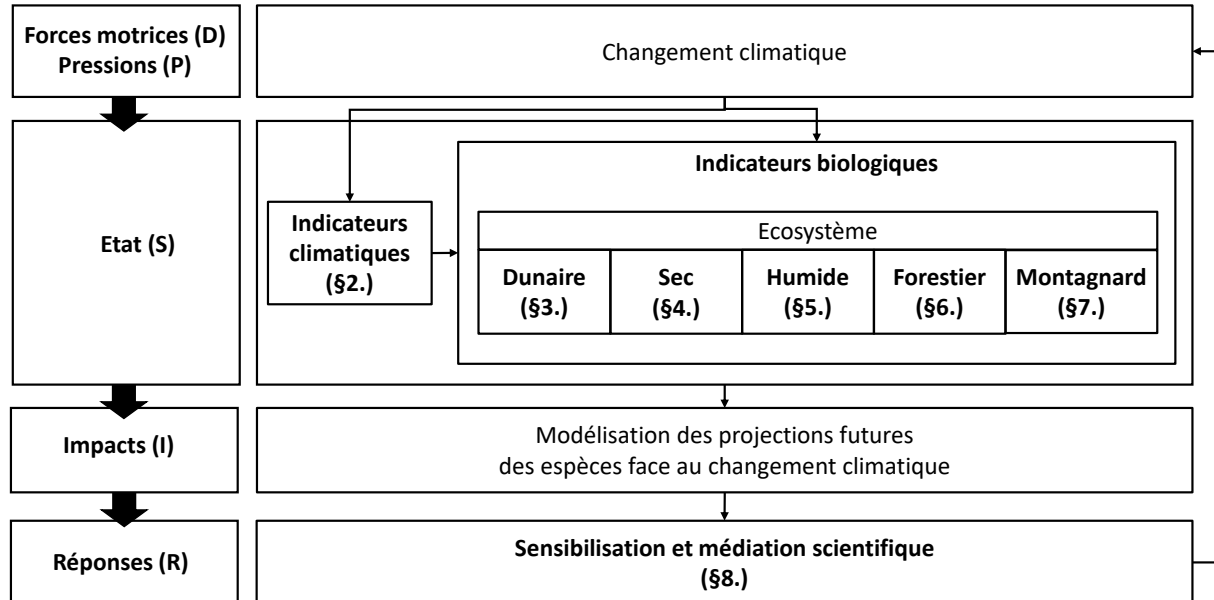


Fig. 3. Structure du rapport replacé dans le cadre DPSIR (en gras les parties du rapport).

Dans ce cadre de réflexion, ce rapport présente les protocoles de suivis des indicateurs météorologiques (§2.) et les 20 indicateurs biologiques du changement climatique dans les différents écosystèmes de la région Aquitaine : dunaire (§3.), sec (§4.), humide (§5.), forestier (§6.), montagnard (§7.) (Fig. 3). Pour chaque indicateur, le plan d'échantillonnage pose la définition des critères de sélection et la description des sites d'études. Pour chaque site, le positionnement des points d'échantillonnages et les méthodes de relevés sont explicités et spécifiques à la problématique du



changement climatique. Les conditions météorologiques locales seront relevées afin de prendre en compte d'éventuels biais microclimatiques lors des observations. Une première campagne de terrain en 2016 a permis la mise en place et le test des protocoles. Un plan, une démarche d'analyse, des exercices appliqués donnent les premiers résultats exploratoires. Cette campagne de terrain 2017 est une première étape à la mise en place de protocoles standardisés qui seront ajustés et optimisés jusqu'en 2021 pour élaborer des suivis scientifiques robustes à long terme.

L'ensemble des données, des informations ainsi déterminées par les protocoles de suivis et agrégées conduit à des caractérisations couplées, pressions, états et impacts. Cela permet d'alimenter le transfert d'informations vers les acteurs des forces motrices (industriels, exploitants de ressources, gestionnaires de milieux naturels, politiques, enseignants, etc.) qui sont les sources de propositions pour mettre en œuvre une gestion effective, pour appliquer des éléments de réponses dans des politiques environnementales volontaires et avec l'acceptation du public. La dernière partie de ce rapport présente les actions de médiation et de sensibilisation mises en place pour procéder au transfert d'informations et rendre disponible la connaissance auprès du plus grand nombre (§8.) (Fig. 3). Le grand public peut également devenir acteur dans l'acquisition de données, dans le traitement de connaissances scientifiques indispensables à la conservation de la biodiversité par le canal des sciences participatives. Ces données collectées par le public permettent l'accès à des informations nombreuses sur un large territoire. Cette masse de données est complémentaire aux données des scientifiques et est déterminante pour mieux saisir les changements de l'environnement.



2. Indicateurs météorologiques

Auteur : Fanny Mallard, Contributeurs : Guillemette Labadie, Maximilien Lavagna

Le climat joue un rôle fondamental dans la répartition et la vie des êtres vivants. Les différentes zones géographiques connaîtront des intensités variables du changement climatique (GIEC, 2013). Elles renferment des espèces avec des sensibilités différentes à la pression des modifications climatiques (BERTIN, 2008 ; LI *et al.*, 2013). A l'échelle d'une région climatique, le climat n'est pas le même en tout lieu, les topoclimats sont liés à la déclinaison du terrain, les microclimats sont liés au couvert végétal. Les mesures sont appelées ici mésoclimats. Ce sont des climats locaux variables suivant l'altitude et la latitude. Les conditions climatiques sont particulières et résultent notamment de la topographie et du couvert végétal. L'action combinée des facteurs climatiques, et notamment du couple température-humidité, conditionne directement la répartition des espèces végétales et animales et le développement de leurs populations (FAURIE *et al.*, 2011). Les suivis des espèces sentinelles sont donc complétés par des suivis météorologiques ponctuels (température et humidité de l'air) sur chaque site. Ces deux facteurs sont les plus représentatifs et les plus facilement mesurables des conditions climatiques des populations à cette échelle locale. Les variables température et humidité de l'air ont été sélectionnées pour refléter les deux principales composantes du climat : l'énergie et l'eau ; qui ont un rôle déterminant dans la répartition et la biologie des espèces comme les amphibiens et les reptiles (GIBBON *et al.*, 2000 ; CAREY & ALEXANDER, 2003). En effet, la température corporelle de ces espèces détermine la plupart des processus physiologiques et biochimiques. La température extérieure influence la sortie de l'hibernation (READING, 1998) ainsi que la phénologie, comme la dormance chez les plantes (MENZEL *et al.*, 2006). La disponibilité en eau est un facteur clé pour la faune et la flore ; par exemple, pour la reproduction des amphibiens. La quantité et la durée des précipitations peuvent affecter dramatiquement l'efficacité de la reproduction annuelle d'une population d'amphibiens. D'après Guillon (2014), l'humidité semble être une composante importante pour la Vipère aspic, *Vipera aspis*, et la Vipère péliade, *Vipera berus*, lors de la sélection de leur habitat.

Le matériel de base choisi pour mesurer ces paramètres est l'enregistreur de température/humidité relative externe avec interface USB optique HOBO datalogger U23 Pro V2 (HOBO U23 Pro v2, Hobo®, Onset Computer Corporation, Bourne, MA, USA) et l'abri météorologique HOBO0039 RS1. La station météorologique est une station autonome à faible consommation disposant d'une mémoire suffisante pour enregistrer au minimum une année de suivi. Ce matériel a déjà été utilisé, testé et validé dans le cadre d'une étude des effets du changement climatique sur la phénologie des essences d'arbres en zone tempérée européenne (VITASSE *et al.*, 2011).

A partir de ces mesures mésoclimatiques de température et d'humidité, la problématique posée est la suivante : comment analyser le lien entre les mesures de température et d'humidité et les suivis locaux des espèces sentinelles du climat ? Les hypothèses de travail sont les suivantes :

- 1) les journées se décomposent autour de journées types apportant une signature particulière de l'évolution du milieu de vie, dont le couvert en flore qui peut en changer le comportement thermique de conductivité et de capacité calorifique,
- 2) les réponses climatiques sont spécifiques dans les milieux catégorisés secs et frais agissant sur la réponse des éléments biologiques de ces milieux.



Les objectifs pratiques sont les suivants : 1) créer un réseau de stations météorologiques des sites d'étude, 2) établir un lien entre la pression du changement climatique et les suivis de biodiversité, encadrer ces liens pour son extrapolation, 3) suivre l'évolution de l'état de deux types de milieux dans le temps et dans l'espace.

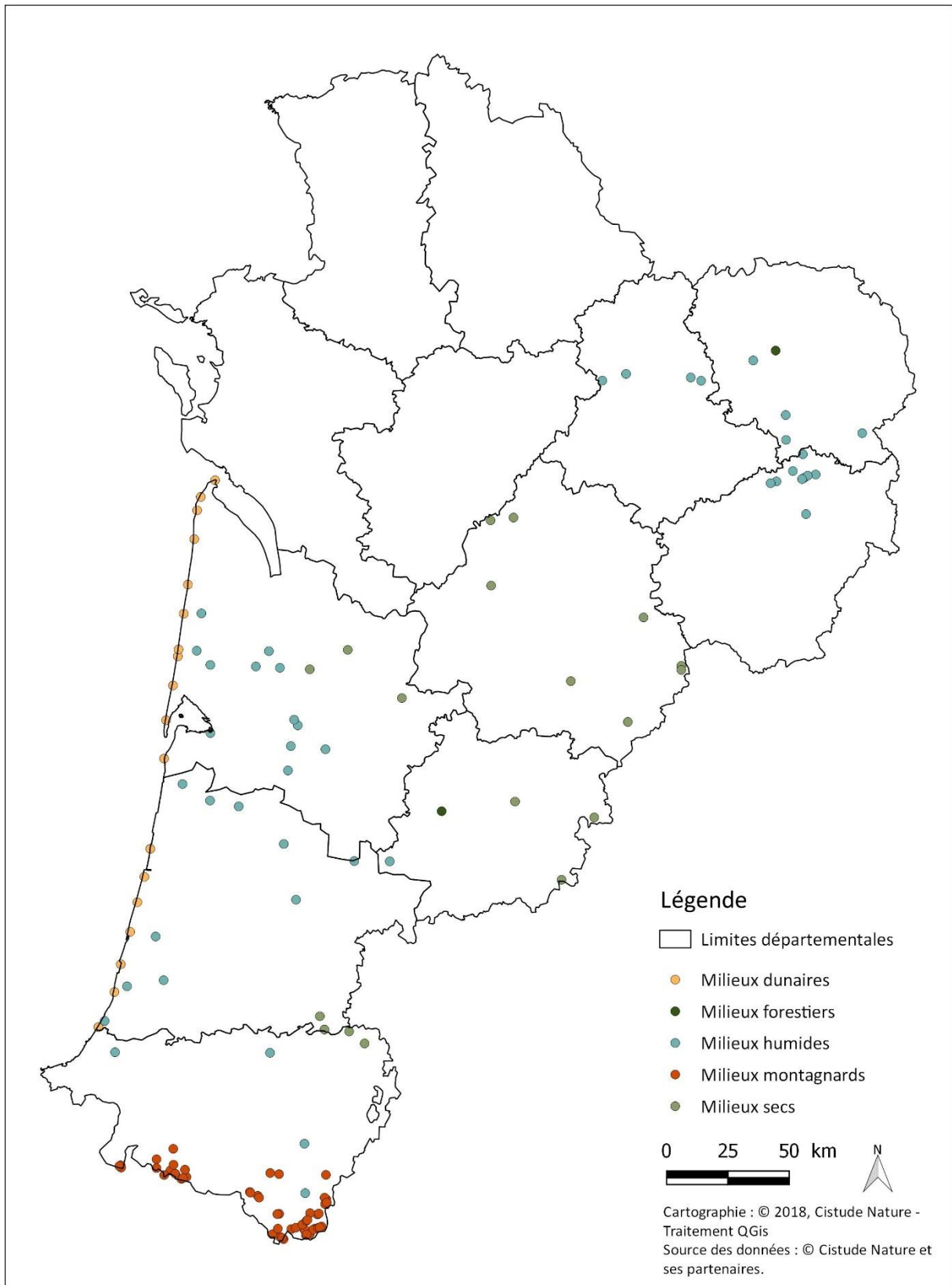
2.1 Matériel et méthode

2.1.1 Sites équipés en station météorologique

- Réseau de station météorologique 2017

Les mesures en température et humidité de l'air sont déployées sur les sites sentinelles. Une organisation de pose de station météorologique à l'échelle de la région Nouvelle-Aquitaine a été mise en place en partenariat avec l'ensemble des chargés d'étude de suivi floristique et faunistique. Un tutoriel 1 explique les étapes de montage des stations météorologiques.

En 2016, 61 sites ont été équipés en stations météorologiques. Le réseau de stations météorologiques représente, en 2017, 133 sites sentinelles équipés. Les sites d'étude ont été équipés en station météorologique en fonction de l'opportunité d'accords des propriétaires pour la pose des stations météorologiques. En 2018, environ une cinquantaine d'autres sites d'étude seront également accessorisés de stations et permettront d'obtenir un réseau complet de suivi sur tous les sites sentinelles (Fig. 4).



Sites équipés en station météorologique en 2017 par type de milieu.

Fig. 4. Réseau de stations météorologiques en 2017.

• Particularité des stations météorologiques le long du littoral aquitain

Le long du littoral aquitain, 15 secteurs ont été sélectionnés afin de positionner les stations météorologiques. Ils ont été regroupés en 8 classes de facteurs d'influences climatiques et morphologiques (Tab. I) : Influence de la zone côtière basque, Influence de la dérive littorale, Influence des embouchures, Influence de l'érosion, Influence des lacs et étangs, Influences des passes du Bassin d'Arcachon, Influence de la pluviométrie, Influence de la submersion.

Tab. I. Description des facteurs d'influences climatiques et morphologiques.

Département	Numéros des stations	Facteurs d'influences	Description
33	20106492	Influence des embouchures	La marinisation de l'estuaire de la Gironde est susceptible de provoquer une diminution de la pluviométrie sur ce secteur (CHAALALI <i>et al.</i> , 2013).
33	20106503	Influence de l'érosion	Le changement de direction des vagues de 5° vers le nord (CHARLES <i>et al.</i> , 2012) pourrait accélérer l'érosion de la pointe de la Négade. Cette érosion exposerait davantage la dune littorale aux paramètres météorologiques.
33	20106499	Influence de la dérive littorale	L'Anse du Gulp se situe au niveau du point de divergence du sens de la dérive littorale et présente une conformation en baie semi-fermée. La morphologie de cette zone peut influencer les paramètres climatiques (vent, humidité, température) (OBSERVATOIRE DE LA COTE AQUITAINE, 2008).
33	20114878	Influence de l'érosion	La plage de type 2A est influencée par un système de barres et de baïnes bien caractérisé qui peut entraîner une dynamique d'érosion plus ou moins marquée (CASTELLE <i>et al.</i> , 2015).
33	20106441	Influence de l'érosion	Sur la base d'une projection du trait de côte en 2025 (BERNON <i>et al.</i> , 2016), la placette serait fortement exposée aux aléas climatiques (tempêtes).
33	10957022	Influence des lacs et étangs	La présence du lac d'Hourtin en position arrière dunaire est susceptible d'augmenter l'humidité de la zone et augmenter les précipitations.
33	20106486	Influence de l'érosion	Sur la base d'une projection du trait de côte en 2025 (BERNON <i>et al.</i> , 2016), la placette serait fortement exposée aux aléas climatiques (tempêtes).
33	20106497	Influence de l'érosion	La plage de type 2B est influencée par un système de barres et de baïnes (chenaux obliques, espacement irrégulier) qui peut entraîner une érosion plus ou moins marquée (CASTELLE <i>et al.</i> , 2015).
33	20106461	Influence de la pluviométrie	La zone est caractérisée par une faible pluviométrie lors de la période estivale qui est susceptible de diminuer davantage à l'avenir (LE TREUT, 2013).
33	20114880	Influence des passes du bassin d'Arcachon	La disparition de la passe sud du Bassin d'Arcachon dans les années 2030 accélérerait l'érosion de la pointe d'Arcachon (BOUCHET <i>et al.</i> , 1997) et entraînerait une pression plus forte des aléas climatiques.
40	20114874	Influence de la submersion	La placette se situe dans une zone à fort risque de submersion marine lors de fortes tempêtes, ce qui peut influencer sur le taux de salinité.



Département	Numéros des stations	Facteurs d'influences	Description
40	20106507	Influence des embouchures	La dynamique hydrosédimentaire à l'embouchure du courant de Contis est complexe et influe sur la morphologie du littoral (BERNON <i>et al.</i> , 2016).
40	20106506	Influence de l'érosion	Sur la base de projection du trait de côte en 2025 (BERNON <i>et al.</i> , 2016), la placette est plus fortement exposée aux aléas climatiques (tempêtes).
40	20106495	Influence des lacs et étangs	La présence de l'étang de Léon en position arrière dunaire est susceptible d'augmenter l'humidité de la zone et augmenter les précipitations
40	20106501	Influence des embouchures	La dynamique hydrosédimentaire à l'embouchure du courant de Soustons est complexe et influe sur la morphologie du littoral (BERNON <i>et al.</i> , 2016).
40	20106494	Influence de la dérive littorale	La réfraction des faibles houles à l'approche du gouf de Capbreton conduisent à une forte diminution de la dérive littorale au nord du gouf. Lors de fortes houles, la dérive littorale peut s'orienter de nouveau vers le sud et entraîner l'accumulation de sable en tête de canyon (LE TREUT, 2013). Une variation des conditions climatiques dans cette zone peut sensiblement modifier les caractères morphologiques de la côte
40	10957016	Influence de la zone côtière basque	Plusieurs scénarios sont attendus : l'augmentation des zones affectées par l'élévation du niveau de la mer à la fin du siècle ; l'augmentation de la zone totale affectée par la houle extrême ; l'avancée de l'intrusion saline avec des impacts sur les falaises et les émissaires (ADMINISTRATION DE LA COMMUNAUTE AUTONOME DU PAYS BASQUE & DEPARTEMENT DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA POLITIQUE TERRITORIALE, 2015).

Au total, 15 stations météorologiques ont été installées sur 15 sites à l'intérieur des placettes de suivi du Lézard ocellé selon les facteurs d'influences climatiques et morphologiques, en plus des 2 stations préalablement posées en 2016 (n°10957022 ; n°10957016) (Fig. 5).

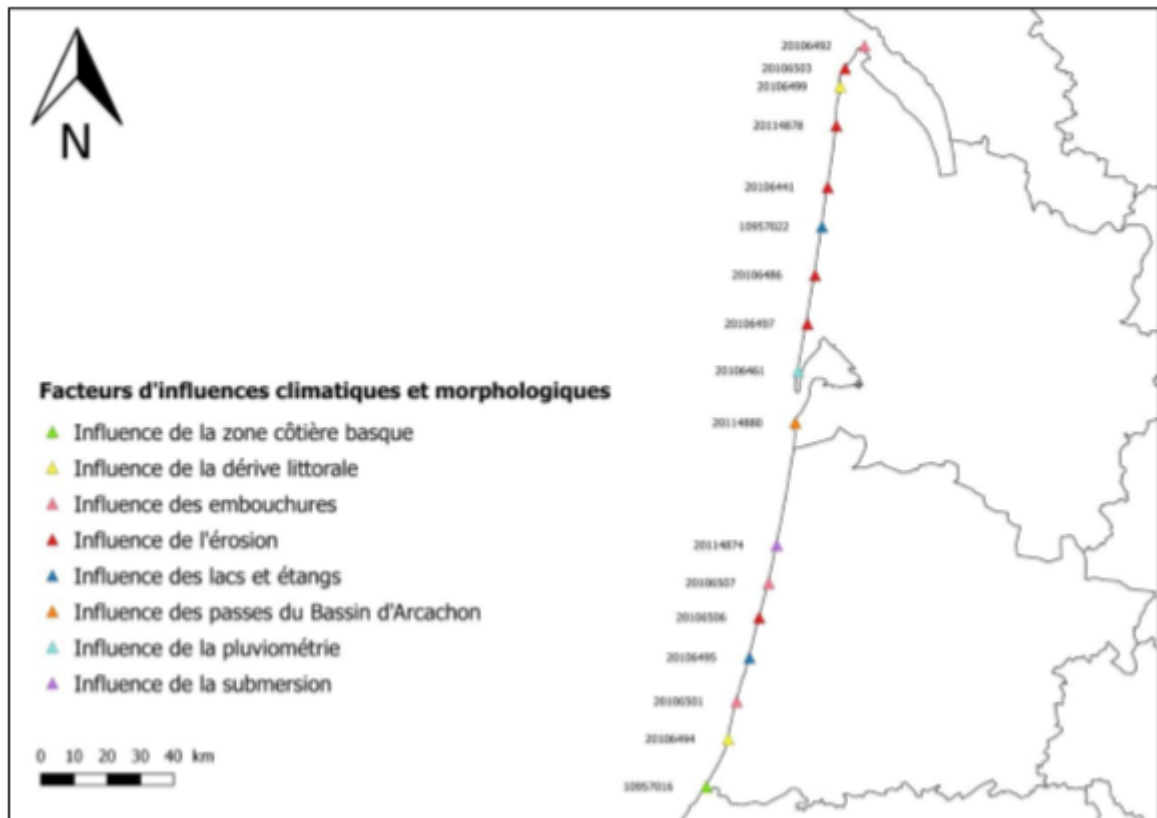


Fig. 5. Positionnement des stations météorologiques le long des littoraux girondins et landais.

- Stations météorologiques et suivi des espèces sentinelles du climat

Les sites de suivis ont été choisis pour réaliser des suivis multi-espèces sentinelles du climat. Les stations météorologiques sont ainsi associées aux suivis d'un ou plusieurs taxons, globalement des suivis flore associés à des suivis faune (Fig. 6–Fig. 7).

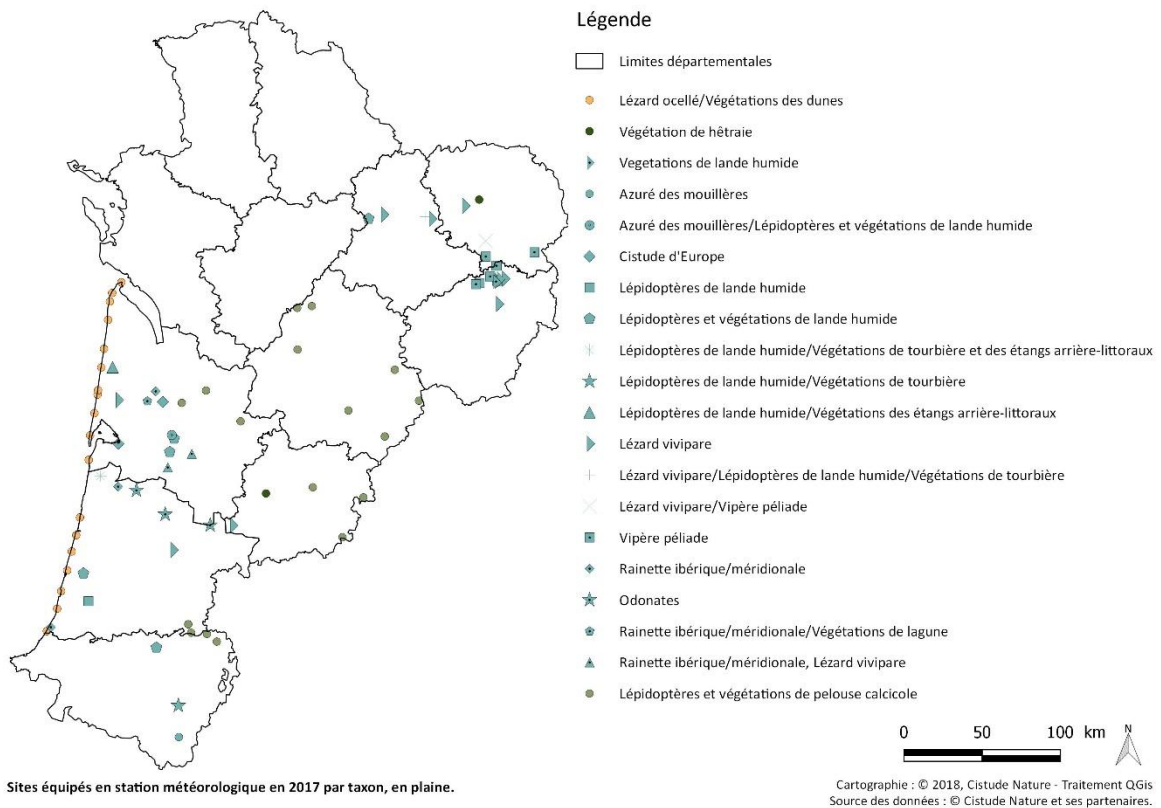


Fig. 6. Sites équipés en stations météorologiques par taxon en milieu de plaine.

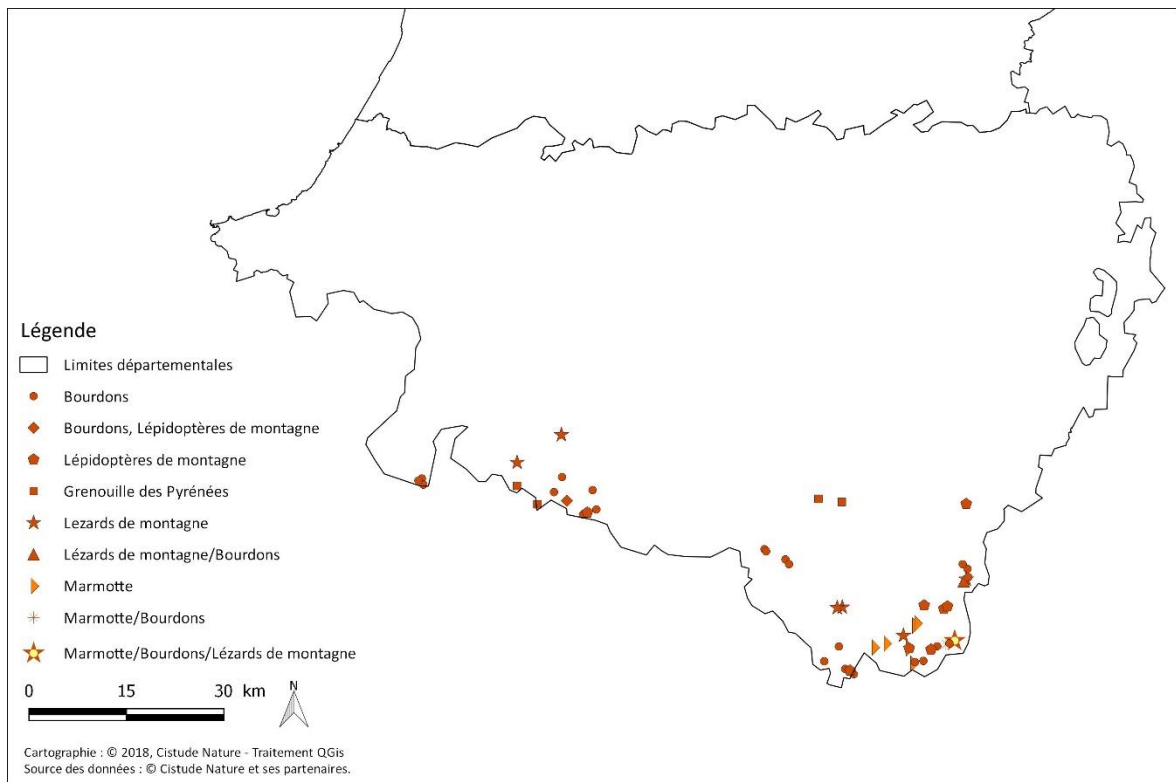


Fig. 7. Sites équipés en stations météorologiques par taxon en milieu montagnard.

2.1.2 Matériel station Hobo®

Les facteurs climatiques mesurés sont la température et l'humidité relative sur chaque site d'étude de suivis floristiques et faunistiques. Ces facteurs sont les plus représentatifs et les plus facilement mesurables des conditions climatiques des populations à l'échelle locale. Le matériel de base choisi est l'enregistreur de température/humidité relative externe avec interface USB optique HOBO datalogger U23 Pro V2 (HOBO U23 Pro v2, Hobo®, Onset Computer Corporation, Bourne, MA, USA) et l'abri météorologique HOBO0039 RS1.

La station météorologique est une station autonome à faible consommation disposant d'une mémoire suffisante pour enregistrer au minimum une année de suivi. Ce matériel a été utilisé, testé et validé dans le cadre d'une étude sur les effets du changement climatique sur la phénologie des essences d'arbres en zone tempérée européenne (VITASSE *et al.*, 2011). La plage de fonctionnement du capteur U23-002 de température externe est de -40° à 70°C . La précision est de $\pm 0,21^{\circ}\text{C}$ de 0° à 50°C et la résolution $0,020^{\circ}\text{C}$ à 25°C . La stabilité (dérive) dans le temps est inférieure à $0,1^{\circ}\text{C}$ par an. La plage de fonctionnement du capteur d'humidité relative U23-002 est de 0-100% HR, -40° à 70°C . La précision est $\pm 2,5\%$ de 10% à 90% HR, avec un maximum de $\pm 3,5\%$ et une résolution de 0,03%. La stabilité (dérive) est inférieure à 1% par an. La plage de fonctionnement du logger est de -40° à 70°C . L'horloge en temps réel est de ± 1 minute par mois de 0° à 50°C . La batterie 1/2 AA, 3.6 Volt lithium est autonome pour une utilisation standard pendant maximum 3 ans avec un intervalle d'enregistrement de 1 minute ou plus. La mémoire est de 64 Ko (environ 21 000 mesures de température et d'humidité relative). Les sondes et l'enregistreur sont résistants à la submersion brève et à la pluviométrie.

2.1.3 Protocole de mesures météorologiques

Dans chaque site, les capteurs sont installés à 1,10 m-1,30 m au-dessus du sol (Fig. 8) à proximité des points d'échantillonnage des populations, en conditions représentatives des conditions du suivi flore et faune (milieu ouvert, lisière, etc.) et à l'abri des regards pour éviter les éventuelles dégradations, à une distance maximum de 100 m, à la même altitude. Cette hauteur est choisie pour représenter en moyenne les conditions environnementales de vie de l'ensemble des populations des espèces suivies.

Pour éviter toute exposition à la pluie et à la lumière directe du soleil, les capteurs sont protégés par un abri constitué de couches de plastique blanc, espacées les unes des autres pour permettre une bonne circulation de l'air. Les supports de fixation sont des poteaux en acacia pour les sols meubles et épais, l'utilisation d'arbre isolé à étêter sur des sols durs et des piquets en acier encastrés entre de gros rochers pour les milieux montagnards. La face de la station météorologique est positionnée de la même manière sur chaque site, orientée sud permettant d'éviter des variations liées à l'ombre du piquet de fixation.

Les données sont enregistrées toutes les heures toute l'année soit 17520 données (24h x 365 jours x 2 mesures de température et humidité) par station météorologique. Tous les capteurs sont inter-calibrés avant l'installation sur le terrain. 60 enregistreurs ont été calibrés le 07/05/2016 à 1:00 AM (1 enregistreur recalibré 11/10/2016 1:00 AM) et 150 enregistreurs le 14/04/2017 à 1:00 AM.



Fig. 8. Station météorologique sur un site d'étude du programme les sentinelles du climat en pelouse calcicole.

2.1.4 Métadonnées

Un fichier de métadonnées recense toutes les informations de chaque station météorologique : N° de la sonde, structure en charge de la station, nom du site, la commune/secteur, le milieu (dunaire, sec, humide, forêt, montagne), le taxon, la date et l'heure de mise en route, la date et l'heure de pose de la station, les points GPS en WGS84 (Longitude, Latitude), altitude (en m), évènement, photos, le contact de la personne en charge de l'entretien de la station.

Le suivi du réseau des stations météorologiques est basé sur les normes de l'Organisation météorologique mondiale appliquée par Météo France. Tous les évènements sont renseignés : les éventuelles dégradations naturelles ou anthropiques, les défauts de fonctionnement, les conditions du milieu (photo nord-sud-est-ouest), le changement des piles, l'entretien de fixation et la récupération des données.

Une navette de transport de données 4 Mo - U-DTW-1 - Hobo est utilisée afin de récupérer les données de manière pratique dans les conditions difficiles sur le terrain comme par exemple en milieu montagnard. Un tutoriel 2 présente la connexion de la navette à l'enregistreur pour la récupération des données de mesure (Fig. 9). Ensuite, un tutoriel 3 explique l'utilisation du logiciel HOBOWARE PRO V3.0.X permettant de connecter la navette à l'ordinateur pour la récupération du fichier contenant les mesures. La récupération des données est réalisée deux fois dans l'année lors du premier suivi et du dernier suivi des chargés d'étude dans la période de mars à septembre. L'année 2017 n'est pas complète en recueil des données car les installations de 2016 ont été réalisées en milieu d'année. Les fichiers sont ensuite envoyés à Cistude Nature, Fanny Mallard, coordinatrice du programme les sentinelles du climat, soit environ 400 classeurs par an. Les piles sont changées une fois par an lors du dernier déchargement des données. Un tutoriel 4 explique les différentes étapes de manipulation de la carte mémoire.



Fig. 9. Navette de transport connectée à l'enregistreur de la station Hobo®.

2.1.5 Base de données

Des macros dans Excel © 2013 (15.0.4989.1000) Visual Basic ont été développées afin d'automatiser la fusion et la gestion des classeurs. Une sonde fournit 17520 valeurs par an (N°, date, heure, température, humidité). Plus de 200 sondes au total seront installées. Le traitement sur une année pour une sonde est abordable avec un tableur. Les latitudes, longitudes, altitudes sont recensées. Des méthodes de contrôle préconisées par l'OMM (Organisation météorologique mondiale) et par Météo France sont effectuées avant les premières analyses. Les complétudes et cohérences des données sont vérifiées comme indiqué par l'OMM. Les traitements restent lourds sur tableurs et doivent être agrégés année par année pour une sonde.

Le logiciel d'exploitation utilisé est HOBOWARE PRO V3.0.X LOGICIEL. Il permet de visualiser les séries Température/Humidité en fonction du temps (Fig. 10).

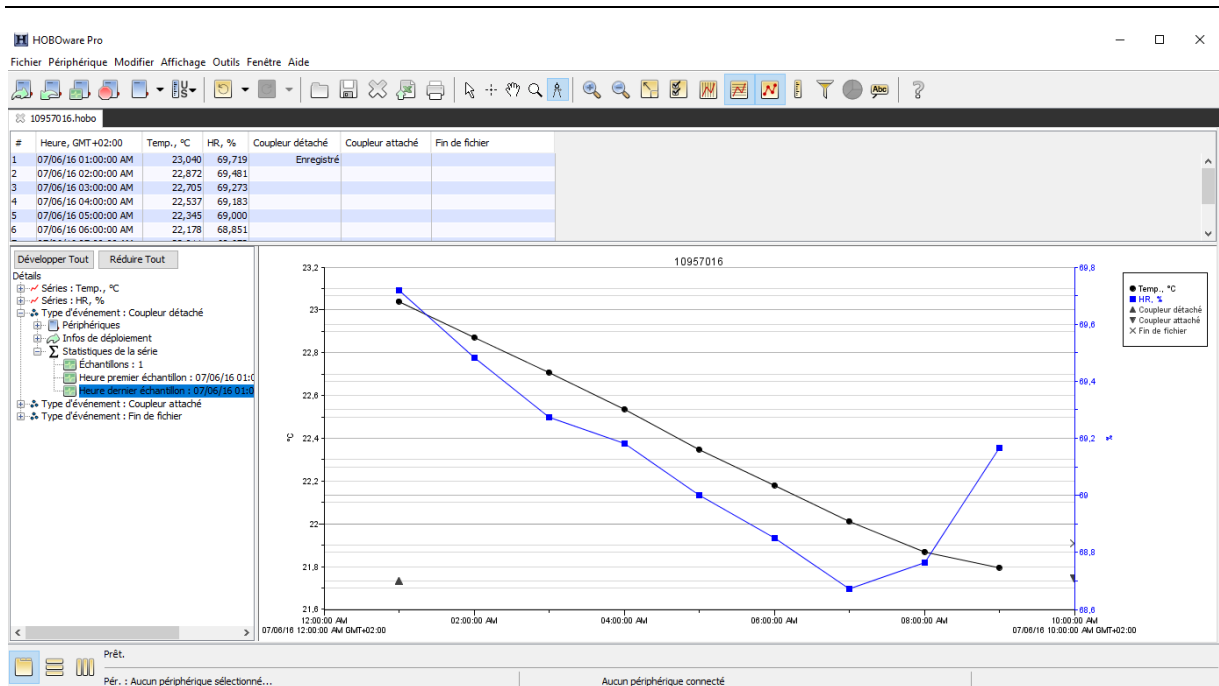


Fig. 10. Illustration des séries température et humidité (logiciel HOBOWARE PRO V3.0.X).

2.2 Mise en place d'une démarche d'analyse mécanistique et statistique

Les premières données complètes sur une année ne seront disponibles qu'en 2018. Ce paragraphe ne décrit que la démarche en cours sur les quelques données recueillies.

- Démarche d'analyse

Les étapes de la démarche d'analyse sont les suivantes (Fig. 12):

- **Etape 1 Données température-humidité:** la base de données de l'année par station météorologique est constituée des données température et humidité de l'air enregistrées toutes les heures toute l'année, soit 17520 mesures, au total sur la durée du programme de 6 années, 105 120 données par station météorologique. Sur l'ensemble du réseau de stations météorologiques, la base de données comprendra plus de 20 millions de données météorologiques. Ces données par site sont à relier aux données biodiversité qui, pour les « papillons » par exemple sont regroupées sur 100 espèces observées 4 fois dans l'année, sur environ 4 transects en moyenne, avec les paramètres météorologiques. Il est nécessaire en conséquence de prévoir une démarche d'agrégation, de résumé de ces valeurs par des paramètres les plus lisibles possibles.

Avant l'analyse des données météorologiques, une première étape est de réaliser un test de contrôle des données pour écarter de l'analyse d'éventuelles données biaisées, par exemple par l'entretien de la station météorologique ou d'éventuelles dégradations. Les méthodes de contrôle préconisées par l'OMM et par Météo France sont la référence.

- **Etape 2 Journée GMT:** Il s'agit d'analyser le mécanisme climatique qui va agir sur la biodiversité. Le jour dit « humain » en GMT+x donné par les sondes est une journée comprise

entre 1:00 AM et 00:00 PM. Cette définition de la journée reste une donnée au premier ordre pratique qu'il faut toutefois relativiser pour les espèces végétales et animales. Les caractéristiques de la journée sont résumées par une température minimale « Tmin1 » au temps « tmin1 » recherchée par défaut entre 18h GMT du jour « j-1 » et 18h GMT du jour « j ». La température maximale « Tmax » au temps « tmax » retenue est obtenue dans la plage de température de 6h GMT du jour « j » et 6h GMT du jour « j+1 ». Les caractéristiques de la journée suivante sont « Tmin2 » au temps « tmin2 » recherchée par défaut entre 18h GMT du jour « j » et 18h GMT du jour « j+1 ».

- **Etape 3 Journée thermique** : La journée thermique vue par la biodiversité au niveau du sol, voire dans le sol, est un phénomène transitoire en lien avec le flux thermique reçu, les propriétés locales, etc. Elle varie donc dans l'année et sur la journée. Les journées thermiques présentent toutefois des similitudes. L'analyse mécanistique est réalisée sur les profils de température.

Etape 3a Profil de température de la journée : Le profil moyen de température montre une asymétrie début/fin de journée. L'heure « tmin1 » de la température minimale « Tmin1 » de la journée est distribuée autour de celle du lever du soleil « tr1 », en retard ou en avance en fonction de données locales climatiques. La température « Tr1 » au « tr1 » n'est pas identique à « Tmin1 » au temps « tmin1 ». Lors d'une journée type, significative en ensoleillement, la température augmente ensuite assez rapidement, en général après le lever du soleil.

La Couche Limite Atmosphérique « CLA » en début de jour est plus faible qu'en fin de journée. La première phase reçue par la « CLA » est un flux de chaleur dû à l'ensoleillement. Le volume d'air à chauffer est réduit et la température augmente rapidement au niveau du sol qui reçoit directement le flux thermique si le temps n'est pas couvert. L'épaisseur de la couche « CLA » croît et stocke par elle-même les calories par absorption ou les calories apportées par la convection avec le sol et par son rayonnement. Au moment du zénith, ou un peu en décalage par inertie thermique, la température est la plus forte et diminue ensuite jusqu'au coucher du soleil. Un début de dissymétrie peut être envisagé car la « CLA » ajoute une inertie par son épaisseur. Les modèles thermiques courants les plus utilisés de type sinusoïdal tronqué oublient cette caractéristique toutefois du second ordre.

Après le coucher du soleil, la « CLA » entre dans une seconde phase dans la mesure où il s'agit d'un refroidissement seul et non plus d'un réchauffement par un flux thermique. Le profil de température est alors foncièrement asymétrique par rapport à la phase précédente. Les modèles avec une décroissance exponentielle sont ajoutés en général au modèle sinusoïdal mentionné précédemment. Afin de réduire le travail de résumé à un nombre de paramètres le plus faible possible, une fonction avec la forme de densité de Weibull est envisagée.

Aux temps correspondants, le profil thermique de la journée peut être résumé par 4 paramètres associés au jour j : « Tmin1 » ou « Tr1 » température minimale du jour ou de celle du lever du soleil, « Tmax » ou « Tz » température maximale de la journée ou de celle au zénith, et « Tmin2 » ou « Tr2 » (associées au jour suivant) température minimale du jour j+1 ou température au lever du soleil du jour j+1, pour raccorder les courbes des profils.

Etape 3b normalisation : Ce profil est ensuite normalisé entre 0 et 1 pour ajuster les valeurs suivant une fonction de transformation afin de les rendre comparables. Pour réduire les informations, et dans la mesure où ils sont calculables, les temps de référence lever du soleil « tr1 », zénith « tz » et coucher du soleil « ts1 » sont les plus pertinents pour le jour j et, en posant que le jour j se termine à « tr1+24 », les écarts de ces données avec les temps minimum

« tmin1 », « tmax » et « tmin2 » deviennent un paramètre de dispersion. Au niveau des températures, en conservant les valeurs de Tmin1, Tmax, Tmin2, cela permet de rester relié aux données de température des stations de mesure.

Etape 3c journée type : Au cours de l'année, les journées dites « types » présentent une valeur minimale 1, un maximum et une valeur minimale 2. Les couvertures nuageuses, neigeuses peuvent altérer les données. Cela conduit à des profils plus plats en moyenne, voire avec une courbure inversée. Il ne s'agit que de données marginales qui pourraient être résumées par un simple lissage. Les fonctions de lissage utilisées les plus couramment présentent deux ou trois zones avec des fonctions discontinues raccordées associées. Une forme de type densité de Weibull est parmi les plus simples et respecte la donnée d'asymétrie. La forme de Weibull est liée à une équation différentielle qui caractérise l'évolution autour d'un niveau en fonction du niveau lui-même avec une non linéarité.

(Etape 3d journée type température humidité) : température et humidité sont en partie liées. L'agrégation d'un indice température et humidité est à rechercher.

Année et °J : Disposant de l'analyse en profils types, l'analyse de l'année peut être réduite à la température minimale et maximale de la journée. La température moyenne est déductible avec la notion de journée type. Ce point est à vérifier. Au niveau du développement biologique, l'accumulation des degrés jours « °J » en croissance est une donnée de base. Dans la figure suivante (Fig. 11), avec 13°C comme base adaptée au suivi des lépidoptères, 150 degrés-jours correspondent au mois de mai, leur cycle complet est atteint en juillet avec un cumul de 300 degrés-jours.

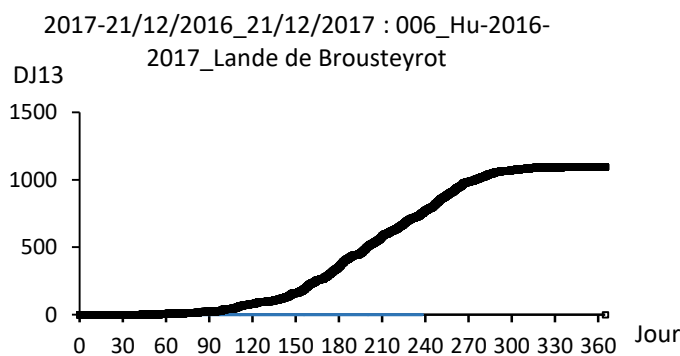


Fig. 11. Exemple de cumul des degrés-jours DJ pour le site de Brousteyrot, avec une base de référence à 13° pour les insectes, de décembre 2016 à décembre 2017.

- **Etape 4 statistiques** : La démarche mécanistique précédente demande d'être complétée aussi par les incertitudes associées. Les analyses statistiques plus générales GLM sont réalisées sur les données et sur les paramètres des courbes de profils lissées pour comparer 1) les variations climatiques entre les sites selon les variables latitude, longitude, altitude, type de milieu sec ou humide, 2) les paramètres climatiques aux données de suivis des indicateurs biologiques sentinelles du climat.

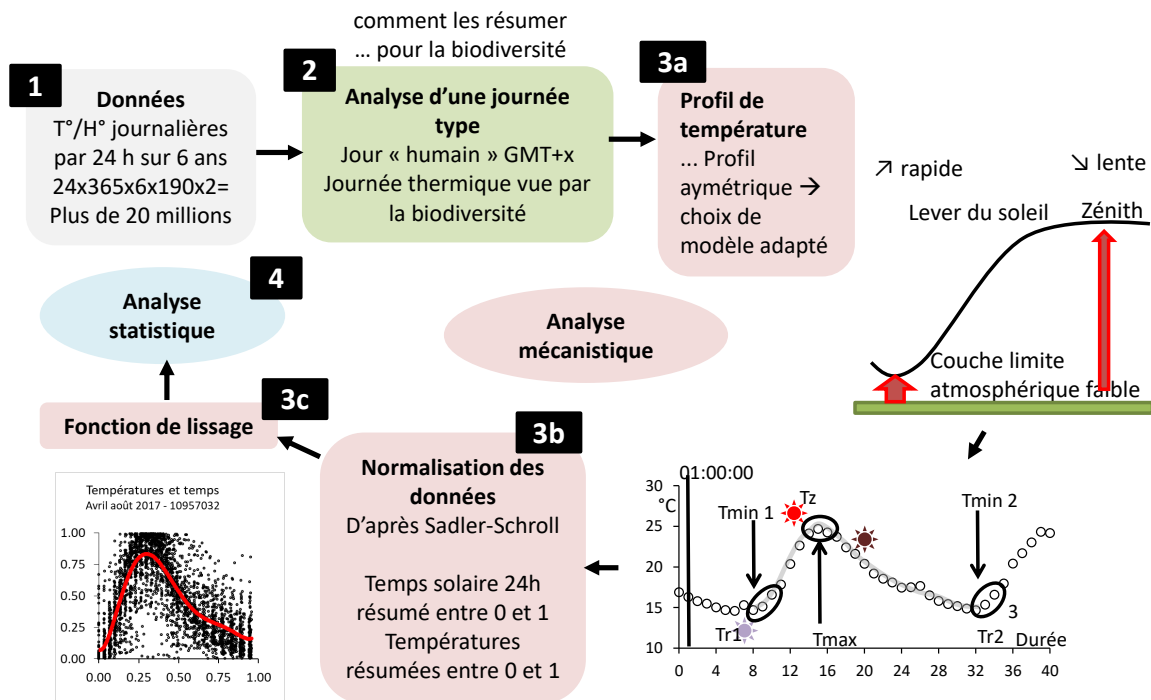


Fig. 12. Etapes d'analyse mécanistique et statistiques des données température et humidité de l'air.

• Flux thermique

La température de la surface du soleil est à 5500 °C. La terre reçoit par rayonnement 1370 W/m². Au niveau du sol, compte tenu de l'absorption de l'atmosphère et de la diffusion, sans couvert nuageux ou ombrages, le flux de rayonnement est au maximum de l'ordre de 1030W/m². Le spectre des longueurs d'onde constituant cette énergie reçue au niveau du sol s'étend entre 300 et 3000 nm avec un pic à 500nm. L'œil humain et la photosynthèse utilisent la gamme entre 400 à 700 nm. Cette dernière gamme d'onde représente environ 50% de l'énergie incidente. La terre, par sa température moyenne de surface, émet de son côté des ondes au-delà de 3000 nm (BURGESS, 2009).

Les 1030 W/m² sont absorbés sur une surface plane perpendiculaire à la direction du soleil. La terre tourne autour du soleil, tourne sur elle-même sur un axe incliné et présente en moyenne une surface sphérique, en conséquence seulement une partie des 1030 W/m² peut être captée et cela correspond à 340 W/m² en moyenne au maximum sur une journée, avec une atmosphère sans nuages, sur la surface du sol, sans inclinaison locale particulière de cette surface, sans ombre portée par le relief environnant. Le niveau reçu est de 0 au lever du soleil, la valeur est maximale quand le soleil est au zénith et de 0 au coucher du soleil. En première approximation une forme sinusoïdale résume ce flux (MONTEITH & UNSWORTH, 1990 ; BURGESS, 2009).

Si 25% de l'énergie est absorbée par l'atmosphère par un temps clair, la couverture de nuages « blancs » peut en bloquer 75% et les nuages « noirs » jusqu'à 90%. Les journées ne peuvent pas être normalisées en conséquence mais seulement statistiquement (BURGESS, 2009).

Les paramètres du niveau de flux de chaleur reçu dans le temps sont la latitude, l'altitude, l'inclinaison du lieu, les dates et heures, les couvertures nuageuses et humidité, le taux d'oxygène,



d'ozone etc. Les températures sont une intégration d'un bilan thermique de flux. Source d'énergie, l'énergie solaire réchauffe surtout directement le sol, a des effets de photosynthèse, de phototropisme, de photo-périodicité, de mutations génétiques (BURGESS, 2009) etc. Les températures sont une pression sur la flore et la faune qui intègrent les évolutions par leur absorption, émission, capacité calorifique, conductivité thermique.

Toutes ces interactions entre flux reçu, récupéré, diffusé, sont intégrées aussi par les capteurs des relevés de température des sondes. Ces profils journaliers sont liés au milieu, au type du lieu, à la technique de mesure. Ils apportent une signature thermique des particularités du point de mesure, du site, qui sont vues et ressenties par la faune et la flore. Les données des satellites, des stations météorologiques à une plus grande échelle, quelques km, sont des compléments dont les mesures s'affinent. Elles peuvent être calibrées, corrigées par celles réalisées sur le lieu d'observation de la biodiversité.

- **Couche Limite Atmosphérique « CLA » et asymétrie**

Dans le passé, les efforts pour comprendre la raison du réchauffement climatique se sont concentrés sur les changements des processus climatiques, tels que l'augmentation de la couverture nuageuse, les précipitations ou l'humidité du sol. Cependant, une partie de ce réchauffement est due plus aux températures nocturnes intrinsèquement plus sensibles au forçage climatique (DAVY *et al.*, 2017).

La couche d'air au-dessus du sol est connue comme la Couche Limite Atmosphérique (CLA), et elle est essentiellement séparée du reste de l'atmosphère. CLA est définie comme la partie de l'atmosphère à laquelle la présence de la surface terrestre (continentale ou océanique) est directement sensible. En fait, la totalité de l'atmosphère est influencée par la surface, mais il apparaît par l'observation une zone où cette influence est « rapide ». Cela veut dire que l'atmosphère réagit avec des constantes de temps courtes (de l'ordre de la journée au maximum) aux sollicitations de la surface. Le reste de l'atmosphère (la troposphère libre, la stratosphère et au-dessus) réagit avec des temps beaucoup plus longs. La CLA est très variable, avec une forte influence du cycle diurne. Pendant la journée, elle varie de 1 à 2 km en fonction de l'ensoleillement et de la saison. Elle est plus basse en hiver qu'en été. De nuit, elle varie entre 100 et 300 m, en fonction du vent et du refroidissement en surface (CENTRE NATIONAL DE RECHERCHES METEOROLOGIQUES, 2017 ; DAVY *et al.*, 2017).

Le soleil irradie la surface du sol qui absorbe et renvoie la chaleur dans l'espace. Les gaz à effet de serre et principalement le CO₂ dans l'air bloque en partie le renvoi de la chaleur et réchauffe la CLA. Plus il y a de CO₂ et plus la chaleur est conservée dans la CLA. Plus la CLA est petite et plus elle est facile à réchauffer par le sol. L'accumulation de dioxyde de carbone dans l'atmosphère due aux émissions humaines réduit la quantité de rayonnement relibérée dans l'espace, ce qui augmente à la fois les températures nocturnes et diurnes. Cependant, parce qu'il y a beaucoup moins d'air dans la couche limite la nuit, l'énergie supplémentaire apportée au système climatique par le dioxyde de carbone entraîne un réchauffement plus facile la nuit que le jour. Cette sensibilité plus élevée des températures nocturnes a également affecté le nombre de nuits froides extrêmes connues ces dernières années. Le nombre de nuits extrêmement froides a diminué de moitié au cours des cinquante dernières années, contrairement aux journées extrêmement froides qui ont diminué d'un quart (DAVY *et al.*, 2017).

En résumé, la nuit, le sol échange sa chaleur accumulée avec un volume d'air moins grand. L'épaisseur de la couche limite de la convection est une donnée de base dans l'asymétrie jour-nuit. Tmin (température minimale de la journée) évolue avec le changement de climat plus rapidement que

le Tmax (température maximale de la journée), la DTR (gamme de température de la journée) diminue apparemment en conséquence. Le nombre de nuits froides diminue rapidement avec le réchauffement climatique. La montée en température est rapide en début de jour car la CLA est faible, puis passe par un maximum et diminue lentement ensuite. Il est ainsi important de conserver un modèle jour-nuit avec asymétrie (DAVY *et al.*, 2017).

• Profil thermique journalier

Le caractère statistique des mesures de températures, en particulier journalières, présentent donc des asymétries jour-nuit. Ce type d'information doit être conservé sans alourdir les analyses pour une analyse plus fine des effets du changement climatique. Une courbe de température journalière présente une asymétrie positive quand la moyenne est supérieure au mode et négative quand c'est l'inverse. D'autres mesures de l'asymétrie sont utilisées, notamment celle qui se fonde sur l'écart interquartile et la médiane. Dans le cas des températures, les jeux de données sur la température maximale quotidienne tendent souvent aussi à présenter une asymétrie positive dans l'année, tandis que les jeux de données sur la température minimale quotidienne présentent plutôt une asymétrie négative (Fig. 13).

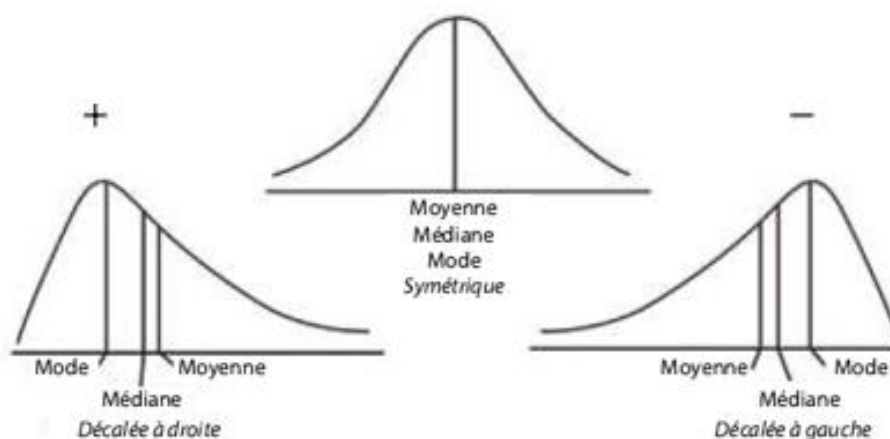


Fig. 13. Relations entre la moyenne, la médiane et le mode d'une courbe de température.

• Evolution biologique et degré jours

L'enregistrement type d'une des sondes de température sur une journée est indiqué par défaut en heure locale GMT+2. De façon générale, «00:00:00» correspond à minuit et pris en compte comme faisant partie du jour précédent car la sonde par son inertie thermique enregistre ce qui s'est passé, la première mesure de la journée est obtenue à 01:00:00. La dernière mesure de la journée est obtenue à 00:00:00.

- *Plage de température* : La biologie de la faune et de la flore est liée à la plage de température entre 10°C et 30°C par exemple. En dessous de 10°C, peu d'évolution ; au-delà de 30°C dégradation du taux de développement. Les journées dans cette plage de température sont les principales à retenir en analyse sur le plan biodiversité, les autres pouvant être résumées par une température minimale, maximale et moyenne. Le taux d'évolution est quasiment linéaire en température entre 10° et 30°.

La courbe journalière est résumée pour une journée par (Fig. 14) d'après (DAVY *et al.*, 2017):

- Heure du lever du soleil « tr1 », température minimum « Tmin1 » de début de journée thermique recherché entre 18h du jour j-1 et 18 h du jour j
- Heure de la position zénitale « tz », température maximale « Tmax », de la journée thermique,
- Heure du coucher du soleil « ts1 »,
- Heure du lever du soleil du jour suivant appelée « tr2 »

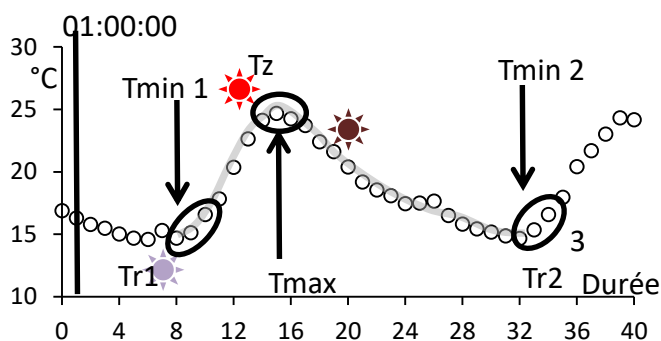


Fig. 14. Courbe d'une journée thermique d'après (DAVY et al., 2017).

En pratique, le calcul des positions solaires sont disponibles par exemple sous Excel avec des fonctions VBA et peuvent être mises en lien avec le calcul des ensoleillements. Les fonctions sont une application des travaux du NOAA's Earth System Research Laboratory (ESRL) (NOAA EARTH SYSTEM RESEARCH LABORATORY, 2017) et sont distribuées sous le nom « solrad.xls program ». Ces fonctions ont été développées et sont maintenues par le Washington state Department of Ecology sur la base des publications (RYAN & STOLZENBACH, 1972 ; BRAS, 1990 ; BIRD & HULSTROM, 1991).

Le lissage d'une journée type est effectué dans la littérature par des fonctions triangles, sinus, exponentielles, logistiques etc. et leurs combinaisons. Quelques articles mentionnent la forme de Weibull pour intégrer l'évolution en température en degrés-jour. La forme la plus simple possible de la densité Weibull est proposée pour résumer dans un prochain rapport l'évolution journalière. Les 2 paramètres de cette fonction peuvent être identifiés par lissage. Les moments d'ordre 1, 2, 3, 4 sont ainsi conservés dans le lissage. Les variables d'analyse potentielle pourraient être :

- Moment d'ordre 1 : degrés jour (taux d'évolution des espèces ?)
- Moment d'ordre 2 : variance de l'évolution thermique de la journée (adaptation de traits des espèces, taille corporelle, couleur ?)
- Moment d'ordre 3 : asymétrie positive de l'évolution thermique de la journée (repos de la nuit ?)
- Moment d'ordre 4 : kurtosis, positif : pic étroit du maximum, lié en partie à 2 et 3 (hypothèse, sensible au réchauffement climatique ?)

• Température annuelle et journalière – cas du site la lande de Brousteyrot

La lande humide de Brousteyrot à végétations hygrophiles à mésohygrophiles à molinie et à *Erica tetralix* a été sélectionnée comme cas d'étude. Les indicateurs biologiques sur ce site sont les suivants : les lépidoptères de lande humide et la végétation associée. La station météorologique est placée sur un transect de suivis des lépidoptères de landes humides (Fig. 15).



Fig. 15. Positionnement de la station météorologique dans la lande de Brousteyrot.

Les figures suivantes illustrent des profils de température sur la période du 22/07/2016 au 16/08/2017. Dans le cas des landes de Brousteyrot, le profil sur l'année présente en premier une asymétrie (Fig. 16). La température de la journée incluse présente statistiquement un profil type sur 24h (Fig. 17–Fig. 29). Les figures indiquent en trait noir la température horaire relevée de la sonde, en pointillés noirs la température moyenne du jour, en bleu la température minimale, en rouge la température maximale et cela sur l'année, le mois, le jour.

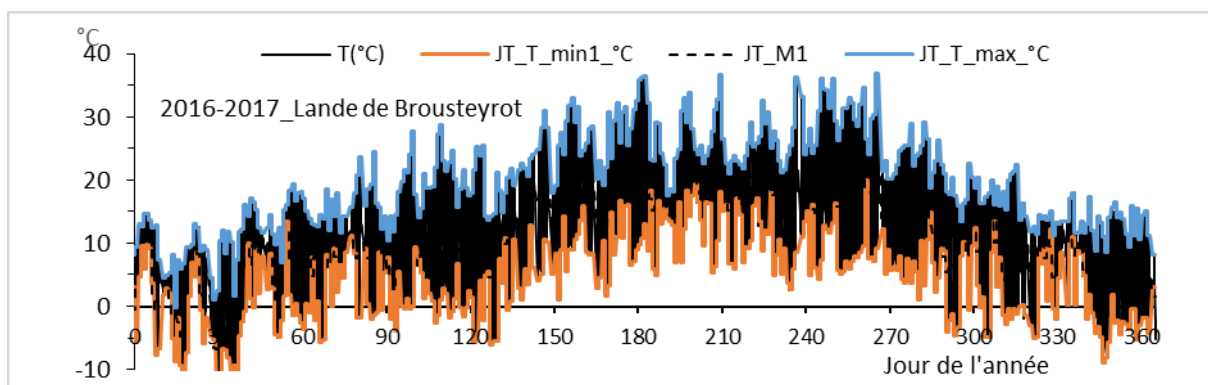


Fig. 16. Profil de température de la lande de Brousteyrot sur l'année période du 22/07/2016 au 16/08/2017.

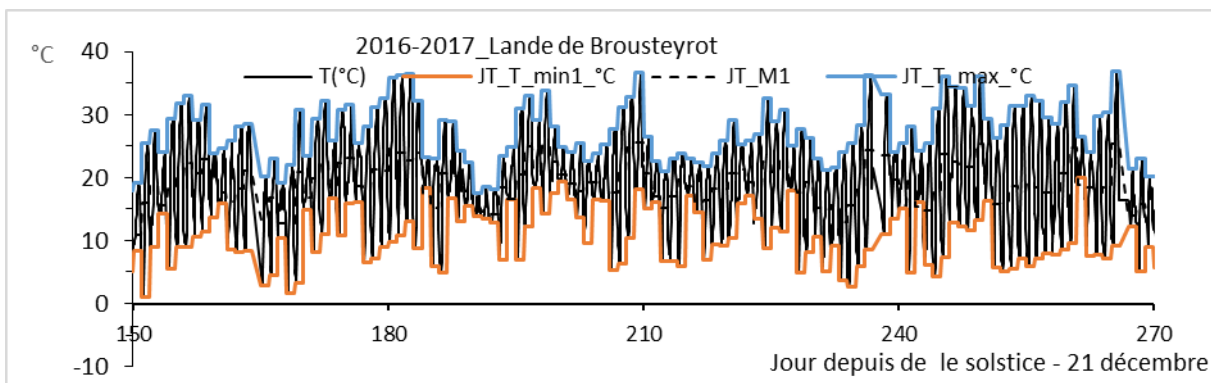


Fig. 17. Profil de température de la lande de Brousteyrot sur 5 mois période de mai à septembre 2017.

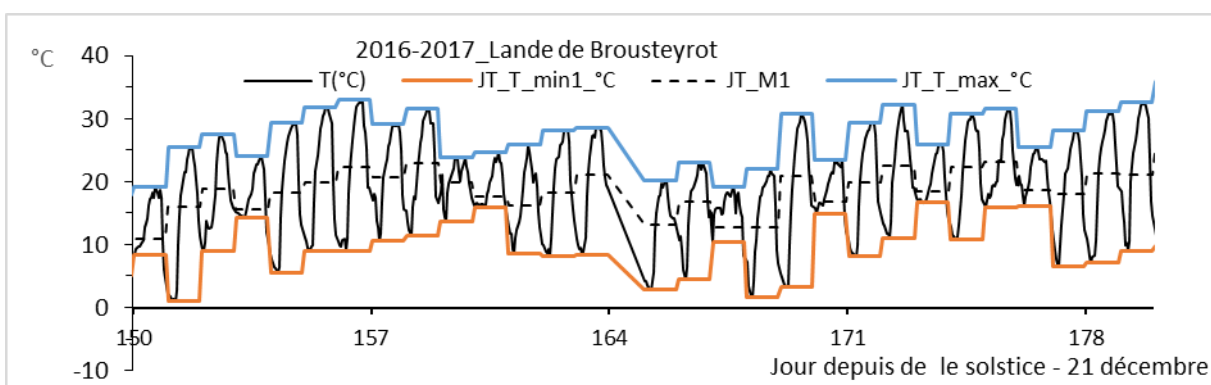


Fig. 18. Profil de température de la lande de Brousteyrot sur 1 mois période de mai 2017.

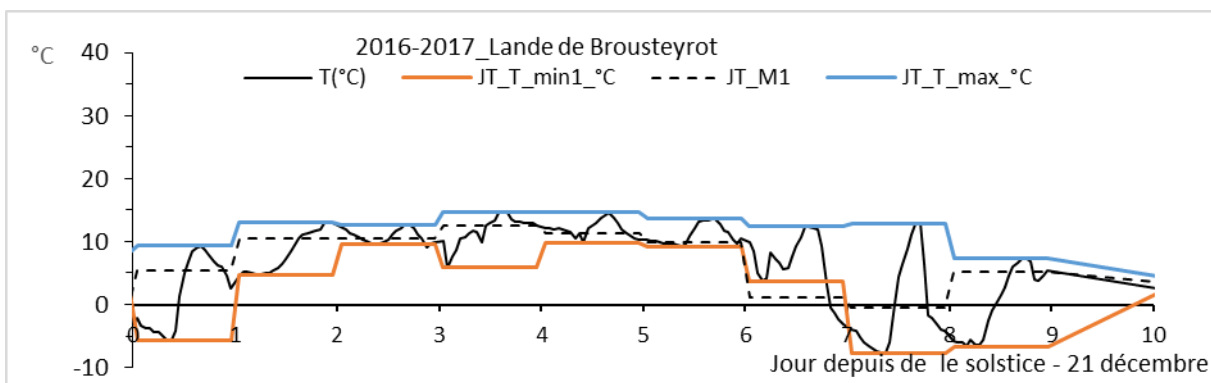


Fig. 19. Profil de température de la lande de Brousteyrot sur 10 jours mois de janvier 2017.

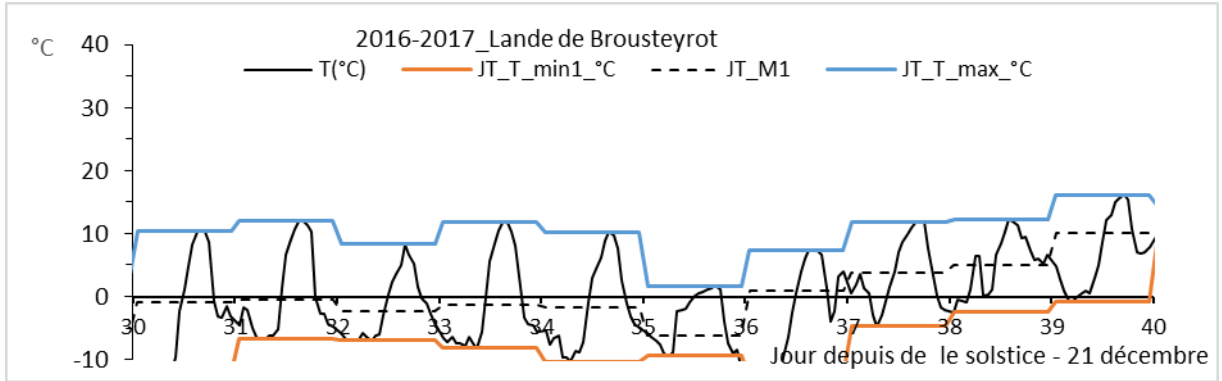


Fig. 20. Profil de température de la lande de Brousteyrot sur 10 jours mois de février 2017.

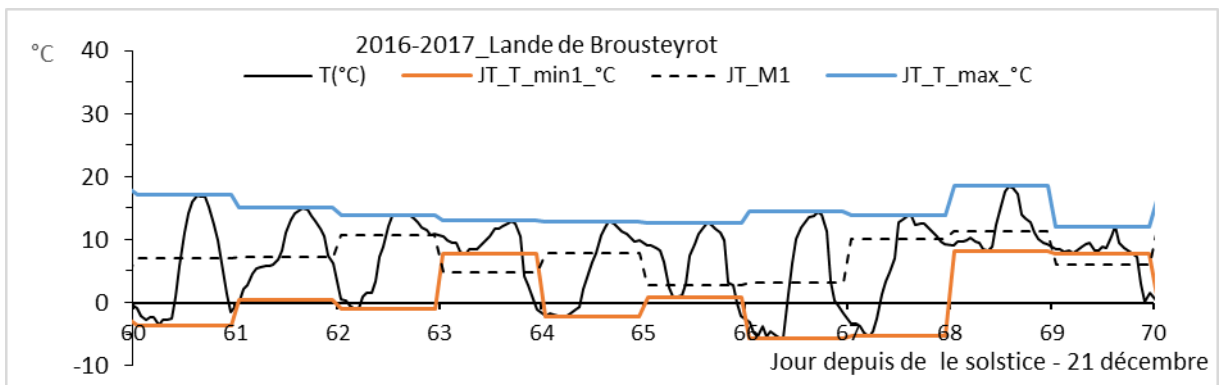


Fig. 21. Profil de température de la lande de Brousteyrot sur 10 jours mois de mars 2017.

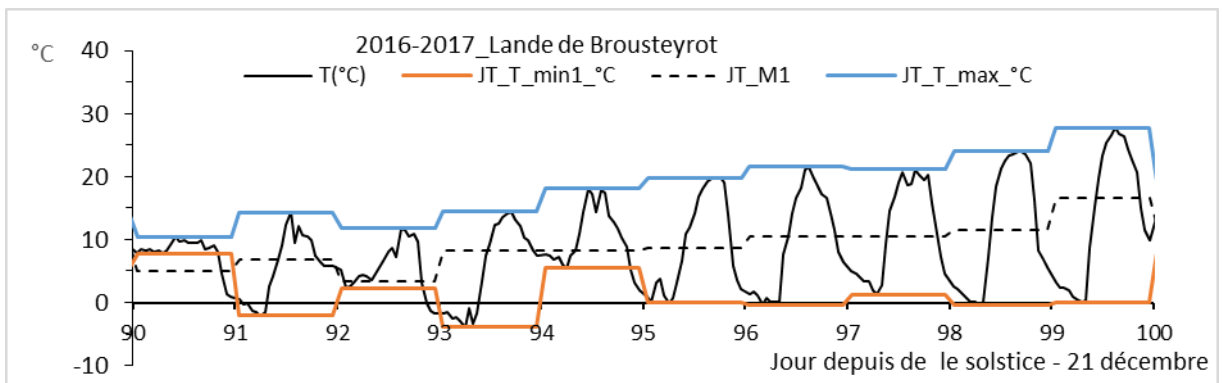


Fig. 22. Profil de température de la lande de Brousteyrot sur 10 jours mois d'avril 2017.

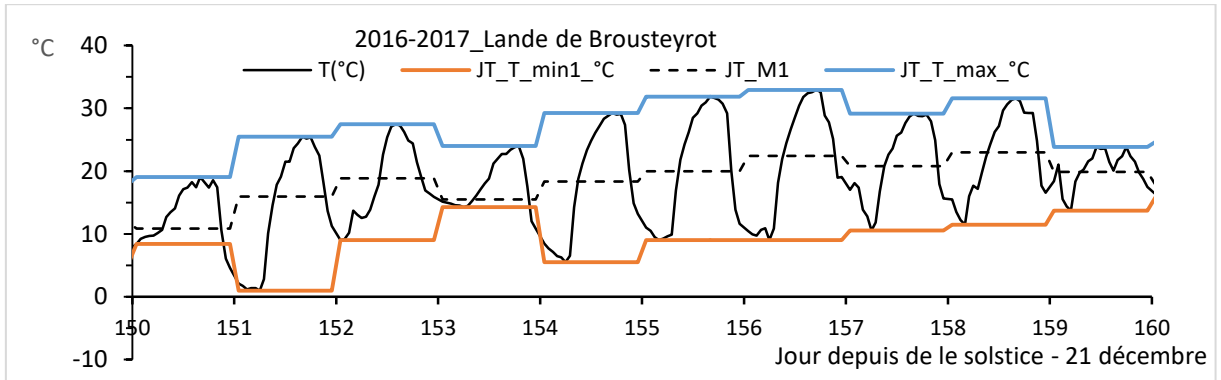


Fig. 23. Profil de température de la lande de Brousteyrot sur 10 jours mois de mai 2017.

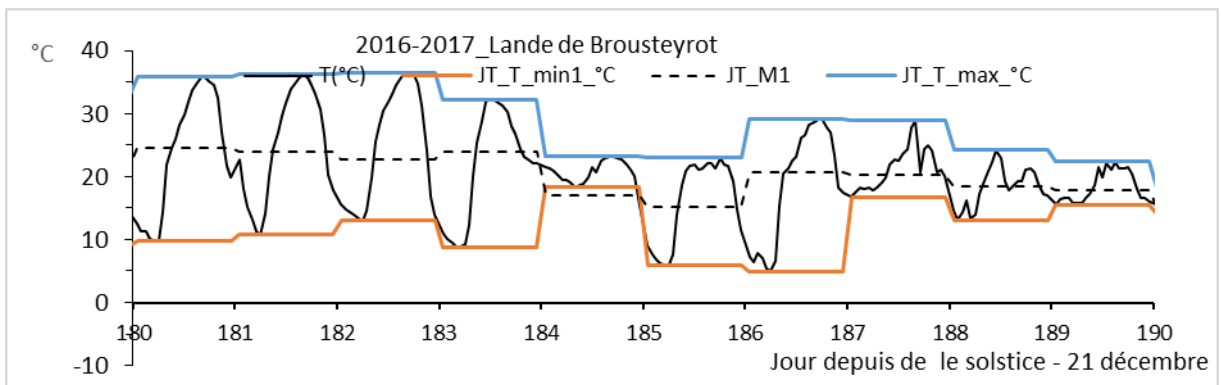


Fig. 24. Profil de température de la lande de Brousteyrot sur 10 jours mois de juin 2017.

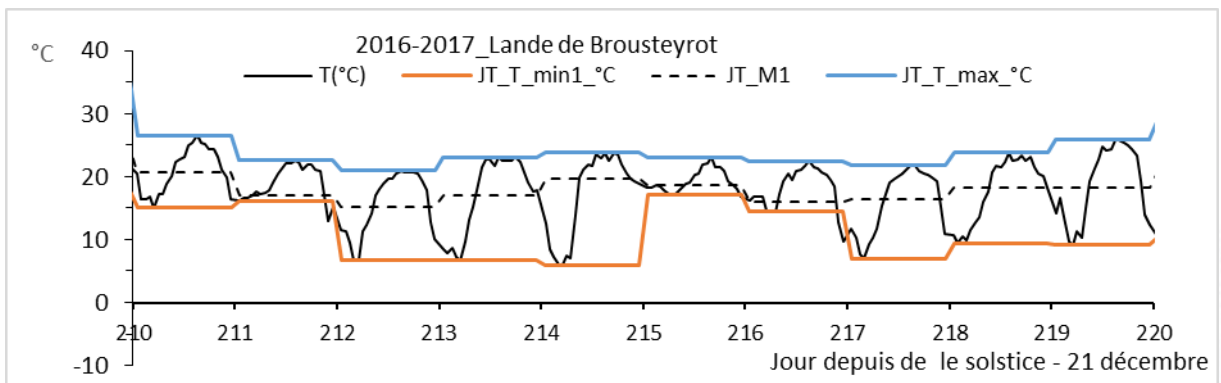


Fig. 25. Profil de température de la lande de Brousteyrot sur 10 jours mois de juillet 2017.

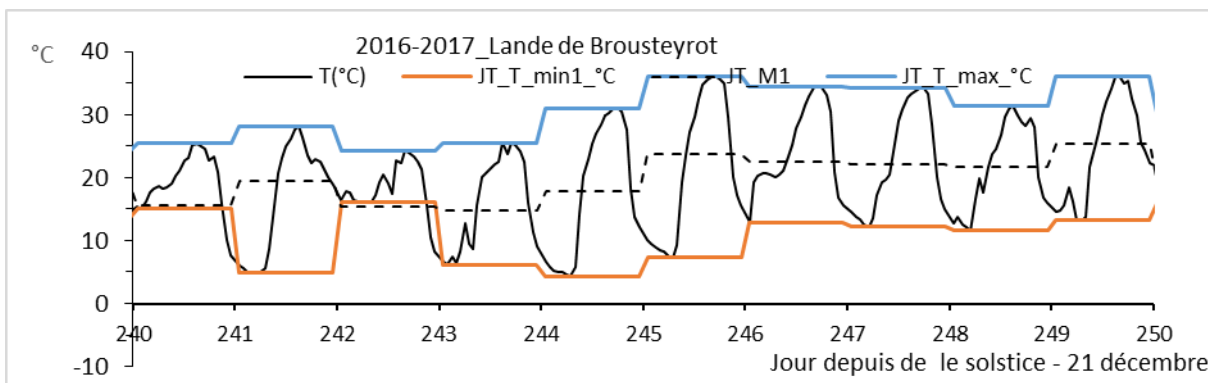


Fig. 26. Profil de température de la lande de Brousteyrot sur 10 jours mois d'août 2017.

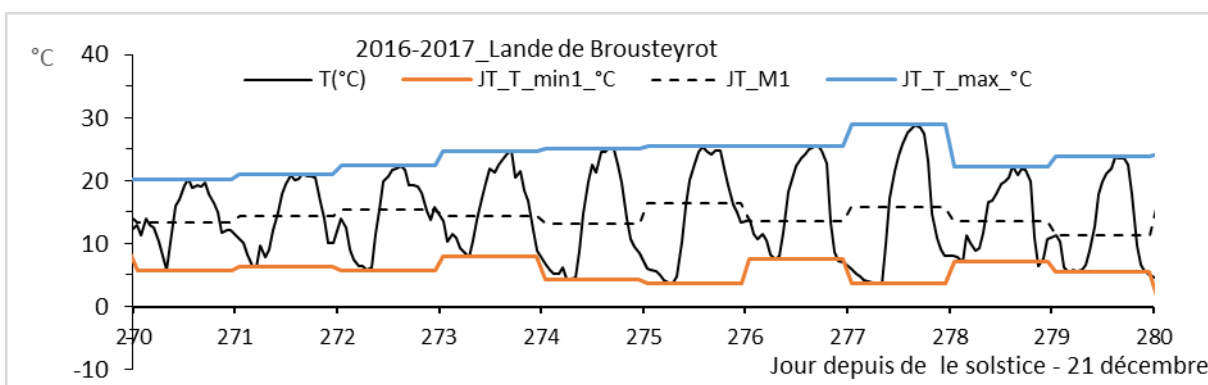


Fig. 27. Profil de température de la lande de Brousteyrot sur 10 jours mois de septembre 2017.

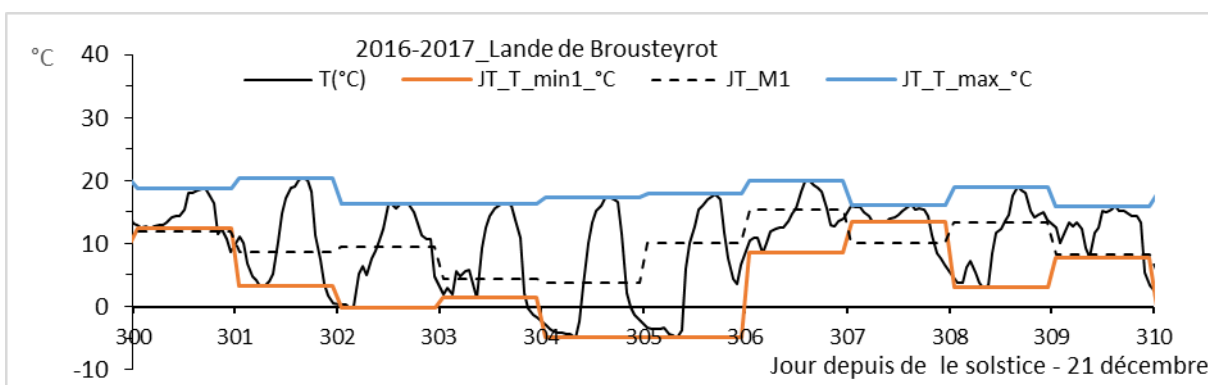


Fig. 28. Profil de température de la lande de Brousteyrot sur 10 jours mois d'octobre 2017.

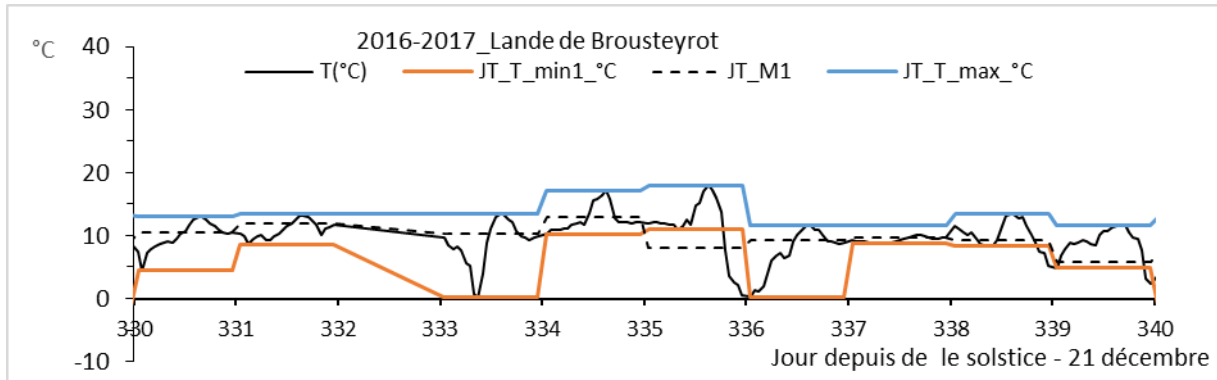


Fig. 29. Profil de température de la lande de Brousteyrot sur 10 jours mois de novembre 2017.

- Exemple de normalisation des données

Les figures précédentes montrent la diversité apparente des profils de température journaliers. La courbe d'évolution de la température au cours d'une journée présente des similitudes la plupart du temps déjà avec les trois données calculables de la journée (tr_1 , tz , ts_1). La normalisation du profil de la journée en température est *a priori* une donnée pour détecter l'évolution climatique.

Les profils de température types candidats à partir des enregistrements des sondes sont liés aux données horaires, et il existe ensuite plusieurs combinaisons des points particuliers dont il faudrait trouver le compromis le plus simple (température max, température au zénith, temps du lever, coucher du soleil etc.) (Fig. 30).

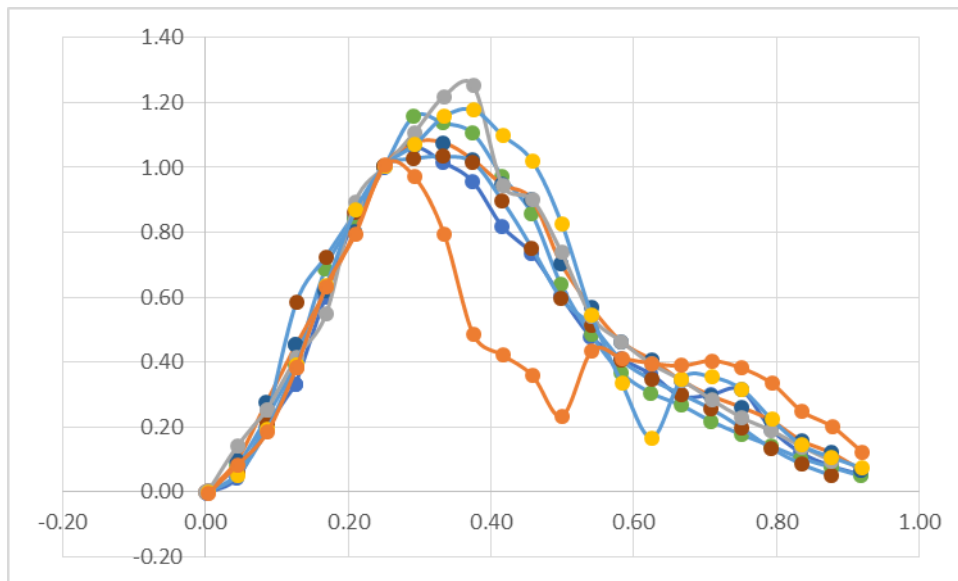


Fig. 30. Exemple d'enregistrements de journées types rapportées à des valeurs types.

Ci-dessous, parmi un ensemble de milliers de points sur toute l'année, l'observation visuelle de la répartition des points d'abord, puis le lissage simple par un polynôme, révèle l'information renfermée : une première montée rapide, puis une descente exponentielle, avec une asymétrie marquée (Fig. 31).

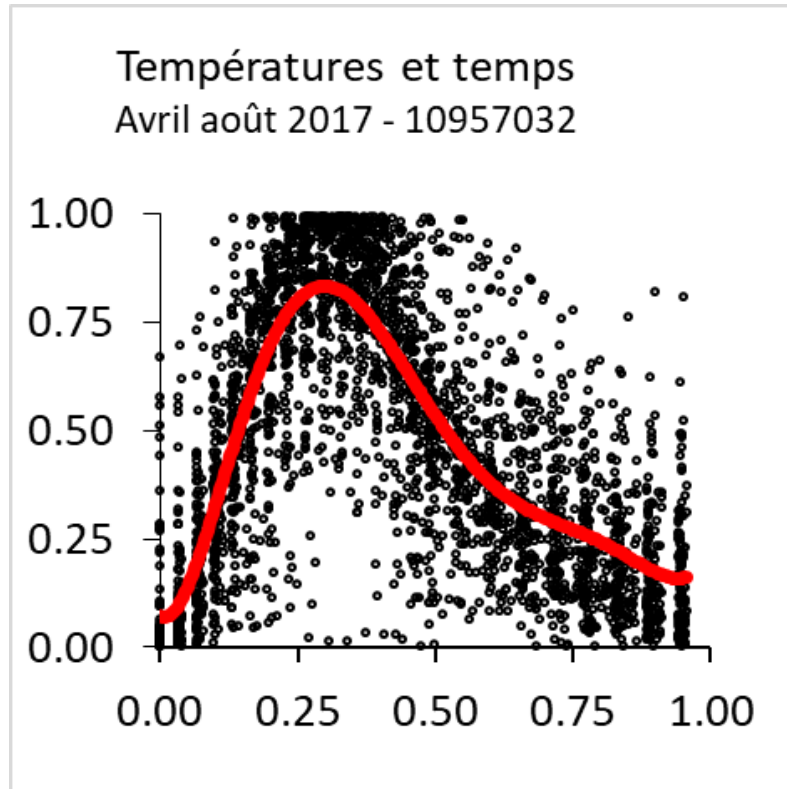


Fig. 31. Exemple de d'enregistrements de journées types adimensionnalisées et une fonction de lissage polynômiale

Exemple de normalisation en temps proche de celle en température donnée ensuite avec 2 zones :

- Lever du soleil au temps GMT t_{r1} , t_{min1} proche de t_{r1}
- Coucher du soleil au temps GMT t_{s1}
- Longueur de journée = $(t_{s1} - t_{r1})$
- t_e : temps adimensionnalisé rapporté à l'intervalle 0 à 1.

$$[1] \quad t_e = 0.5 \left(\frac{t - t_{r1}}{t_{s1} - t_{r1}} \right) \text{ etc. si } t > t_{r1} \text{ et } t < t_{s1}$$

$$[2] \quad t_e = 0.5 + 0.5 \frac{t - t_{s1}}{t_{r2} - t_{s1}} \text{ etc. si } t > t_{s1} \text{ et } t < t_{r2}$$

Une base de normalisation en température associée avec 2 zones pour raccorder les jours entre eux :

$$[3] \quad T_e = \left(\frac{T - T_{r1}}{T_z - T_{r1}} \right) \text{ etc. si } t > t_{r1} \text{ et } t < t_z$$

$$[4] \quad T_e = 1 + \frac{T - T_z}{T_z - T_{r2}} \text{ etc. si } t > t_z \text{ et } t < t_{r2}$$

- T température au temps t
- Quand $t=t_{r1}$, $T=T_{r1}$ et $T_e=0$
- Quand $t=t_z$, $T=T_z$ et $T_e=1$
- Quand $t=t_{r2}$, $T=T_{r2}$ et $T_e=0$.

• Analyse exploratoire statistique

Une première analyse exploratoire statistique a été réalisée sur 2 stations météorologiques posées en 2016 le long du littoral au nord et au sud de l'ex-Aquitaine.

Les données de température et d'humidité des stations météorologiques, situées respectivement au sud du Porge en Gironde (n°10957022) et au sud de Tarnos (n°10957016) dans les Landes, ont été analysées sur la période du 26/11/2016 au 14/06/2017. Un test de Shapiro-Wilk a été utilisé pour vérifier la normalité des variables température et humidité. Un test de Mann et Whitney a été appliqué afin d'observer des différences significatives entre les deux stations.

Les relevés de température et d'humidité entre les stations n°10957022 et n°10957016 sont significativement différentes (Test de Mann et Whitney. Température : $U=23340$, $p=0,004$; Humidité : $U=17016$, $p=0,006$) (Fig. 32–Fig. 33). Les deux paramètres le montrent particulièrement durant la période hivernale. La station située à Tarnos indique un hiver significativement plus chaud et humide que la station en Gironde.

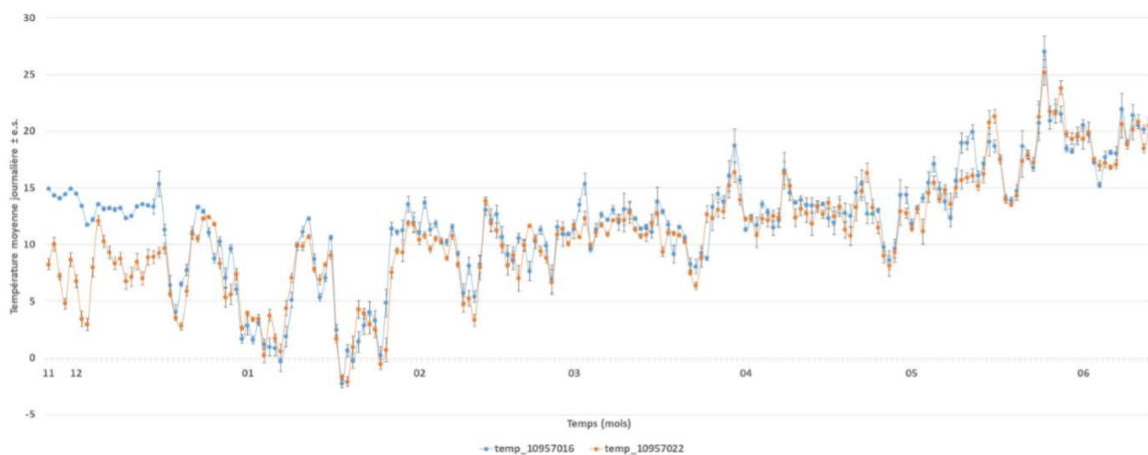


Fig. 32. Variation de température enregistrée par les stations n°10957022 et n°10957016 entre le 26/11/2016 et le 14/06/2017

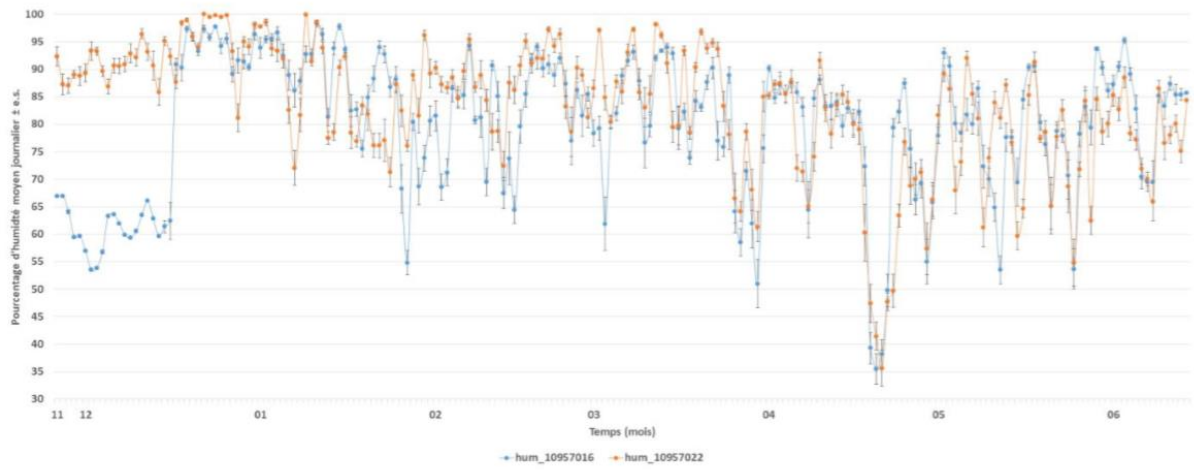


Fig. 33. Variation d'humidité enregistrée par les stations n°10957022 et n°10957016 entre le 26/11/2016 et le 14/06/2017



2.3 Discussion

L'année 2016 a permis la mise en place du réseau de stations météorologiques qui a été complété en 2017. L'année 2018 complètera le réseau et portera le nombre de points de mesures à plus de 200 en région Nouvelle-Aquitaine. La première année 2017 donne l'occasion de contrôler leur maintenance dans des milieux extrêmes comme en montagne, en milieu dunaire et dans des milieux fréquentés par le public. Des stations météorologiques ont été remplacées en montagne. 7 stations ont été dégradées par les conditions environnementales, l'écobuage et par les animaux sauvages ou de pâturage (fils rongés). Une station a été entièrement brûlée et les 6 autres sont en cours de réparation. L'année 2018 permettra de réaliser un bilan de la conservation de ces stations. Le réseau de stations devient de plus en plus important. Son organisation et sa gestion sont lourdes et ont été cadrées par l'intermédiaire de tutoriels mis à disposition des chargés de suivis des espèces sentinelles du climat.

Une démarche mécanistique et statistique est en préparation pour adapter l'analyse de ces données climatologiques qui sont des impacts sur l'état de la biodiversité. Les températures et humidités maximales ou minimales, la courbe du cumul des degrés-jours sur l'année, l'analyse des profils des journées sur un plan thermique sont autant de paramètres à mettre en lien avec les taux d'évolution, les abondances des individus, les taux d'évolution des espèces, etc. Cette année, un premier plan d'analyse mécanistique a été proposé ainsi que les premières analyses statistiques descriptives. Cette méthodologie d'analyse sera approfondie l'année prochaine.

Une recherche bibliographique a été effectuée afin d'identifier des études utilisant les mesures météorologiques et les mesures naturalistes pour déterminer l'évolution de la faune et de la flore. Cette analyse s'appuie sur des études d'articles publiés dans des revues à impact factor et axés sur les espèces étudiées dans le programme. Les méthodes d'analyse statistique élémentaire recensées sont les suivantes : Kruskal et Wallis, Mann et Whitney, ANOVA, test de corrélation, etc. Parmi les études, Vitasse *et al.* (2009) ont montré que les populations de hêtres en Pyrénées provenant d'un climat plus froid (hautes altitudes) présentent une feuillaison plus avancée que celles issues d'un climat plus chaud (basses altitudes). Un résultat inverse a été trouvé pour le frêne et le chêne. L'étude de Hickling (2005) a étudié des changements d'aires et de limites de répartition de 37 espèces non-migratrices d'odonates anglaises du nord et du sud. Les espèces du sud ont augmenté leur taille et élargissent les limites de leur aire de répartition vers le nord. Raxworthy *et al.* (2008) ont analysé la migration altitudinale des espèces herpétologiques du massif Tsaratanana dans le nord de Madagascar en fonction de la température montrant une migration altitudinale de 17-74 m. Inouye *et al.* (2000) a démontré que la marmotte sortait plus tôt en 2000 de son hibernation (38 jours) qu'en 1977. Ceci serait dû à des températures printanières plus chaudes.

Pour des données collectées systématiquement, les méthodes de régression sont les plus utilisées (GLM, GAM, etc.) (CARVALHO *et al.*, 2010). Le Modèle linéaire généralisé, GLM, permet l'évaluation de la relation entre le changement climatique et la présence/absence ainsi que l'abondance des populations (faune et flore). Par exemple, l'étude de Rafferty (2011) a consisté à analyser des données de visite de plantes par les pollinisateurs à l'aide de trois modèles linéaires généralisés mixtes (GLMM). L'effet relatif à l'espèce de plante, les effets de la date et de l'heure, de la température maximale journalière ainsi que de la pluviométrie sont testés sur (1) le nombre de pollinisateurs qui visitent une plante focale, (2) le nombre de visites reçues et (3) le nombre de fleurs visitées sur une plante focale. Les effets aléatoires ajoutés à ces modèles sont : les plantes individuelles et les dates d'échantillonnage. Les résultats montrent qu'un changement de phénologie de la floraison va significativement impacter le taux de visites des pollinisateurs et que ces réponses vont varier en fonction des espèces de plantes

étudiées. Pour certaines espèces, le nombre de pollinisateurs est plus grand quand la floraison est avancée, alors que pour d'autres, il y a plus de pollinisateurs quand la floraison est retardée.

Les stations météorologiques sont situées à 1 m 10–30 du sol, au-dessus du couvert végétal du sol. L'étude de Graae *et al.* (2012) montre qu'il est important de tenir compte de la différence de température qu'il peut y avoir entre la température mesurée à partir d'une station météorologique et celle mesurée directement à la surface du sol. En effet, beaucoup de processus écologiques s'y produisent ou juste au-dessus du sol. La radiation absorbée au niveau de la surface du sol est souvent plus importante et en conséquence la température de la surface du sol peut être plus importante que la température de l'air (ARMBRUSTER *et al.*, 2007 ; BENNIE *et al.*, 2008). La végétation peut aussi modifier le microclimat en ombrageant, en modifiant l'effet du vent et/ou en tant qu'isolant (CAVIERES *et al.*, 2007 ; KÖRNER, 2007 ; SUGGITT *et al.*, 2011).

Dans l'étude de Graae *et al.* (2012), les températures des stations météorologiques ont été comparées le long d'un gradient altitudinal et d'un gradient latitudinal avec des données provenant de capteurs de température sur le sol. Les températures moyennes annuelles obtenues par les stations météorologiques sont entre 3,8°C plus basses et 1,6°C plus hautes que celles enregistrées par les capteurs sur le sol. Les températures moyennes mensuelles y sont plus chaudes de 10°C ou plus froides de 5°C que celles de la surface du sol. Les variations au sein des sites sont aussi importantes en ordre de grandeur que celles d'un changement d'altitude de 300m, d'un changement de 4°C en latitude ou encore que celle de l'application d'un des scénarios du changement climatique correspondant à un réchauffement de 1,6–3,8°C. Par conséquent, ces différences introduites par le découplage sont significatives pour une perspective d'étude sur le changement climatique. Les résultats de ce travail démontrent le besoin d'incorporer en paramètres les variations microclimatiques lors d'études le long d'un gradient altitudinal et/ou latitudinal (GRAAE *et al.*, 2012).

Dans le cadre du programme les sentinelles du climat, des sondes seront positionnées aussi au niveau du sol notamment pour les études en écophysiologie pour le Lézard ocellé en milieu dunaire, la Rainette ibérique et verte, le Lézard vivipare, la Vipère péliade en milieu humide, la Grenouilles des Pyrénées et les lézards de montagne en milieu montagnard. A partir de ces mesures complémentaires, une évaluation de la représentativité des mesures des stations mesurant la température de l'air sera réalisée comme pour l'étude de de Graae *et al.* (2012). A partir de données de température de l'air près du sol comme avec les stations en place, des calculs thermiques en régime transitoire sont également disponibles et ils donnent accès aux températures du sol, voire dans le sol (ex. ZHENG *et al.*, 1993 ; BROWN *et al.*, 2000). Les calculs de radiation directe sur le sol sont disponibles en complément à partir de données satellitaires (CHIU *et al.*, 2014b).

3. Indicateurs biologiques des écosystèmes dunaires

3.1 Communautés végétales des dunes littorales non boisées

Auteur : Kévin Romeyer, Contributeur : Grégory Caze

Les dunes littorales non boisées d'Aquitaine hébergent une flore d'une grande patrimonialité avec de nombreuses espèces endémiques (*Hieracium eriophorum*, *Linaria thymifolia*, *Silene uniflora subsp. thorei*, etc.). Les végétations dunaires sont adaptées aux conditions extrêmes du littoral (sols xériques et pauvres en nutriments, embruns salés, vents violents, forte insolation). Ces contraintes, s'atténuant du haut de plage à l'arrière-dune, déterminent leur disposition en bandes parallèles successives sur le cordon dunaire. Se retrouvent ainsi des communautés de sables très mobiles régulièrement remaniées, des communautés de sables fixés, en passant par des communautés hygrophiles à aquatiques à la faveur de dépressions où la nappe affleure (pannes dunaires). Dans le contexte du changement climatique avec des sécheresses et canicules plus intenses, la composition floristique de ces végétations pourrait changer avec la progression d'espèces thermophiles d'affinités méditerranéennes (LAVOREL & GARNIER, 2002 ; GRILLET *et al.*, 2006 ; VENNETIER & RIPERT, 2010 ; DELZON *et al.*, 2013) et la régression d'espèces plus mésothermes (URLI *et al.*, 2015) et de pannes dunaires liées à la présence d'eau. De plus, l'ensemble de ce système dunaire subit d'importantes perturbations engendrées par l'érosion marine depuis plusieurs décennies (effondrement de dune blanche, disparition de dune embryonnaire), et qui devraient s'accroître sous l'action d'un réchauffement climatique (LE TREUT, 2013).

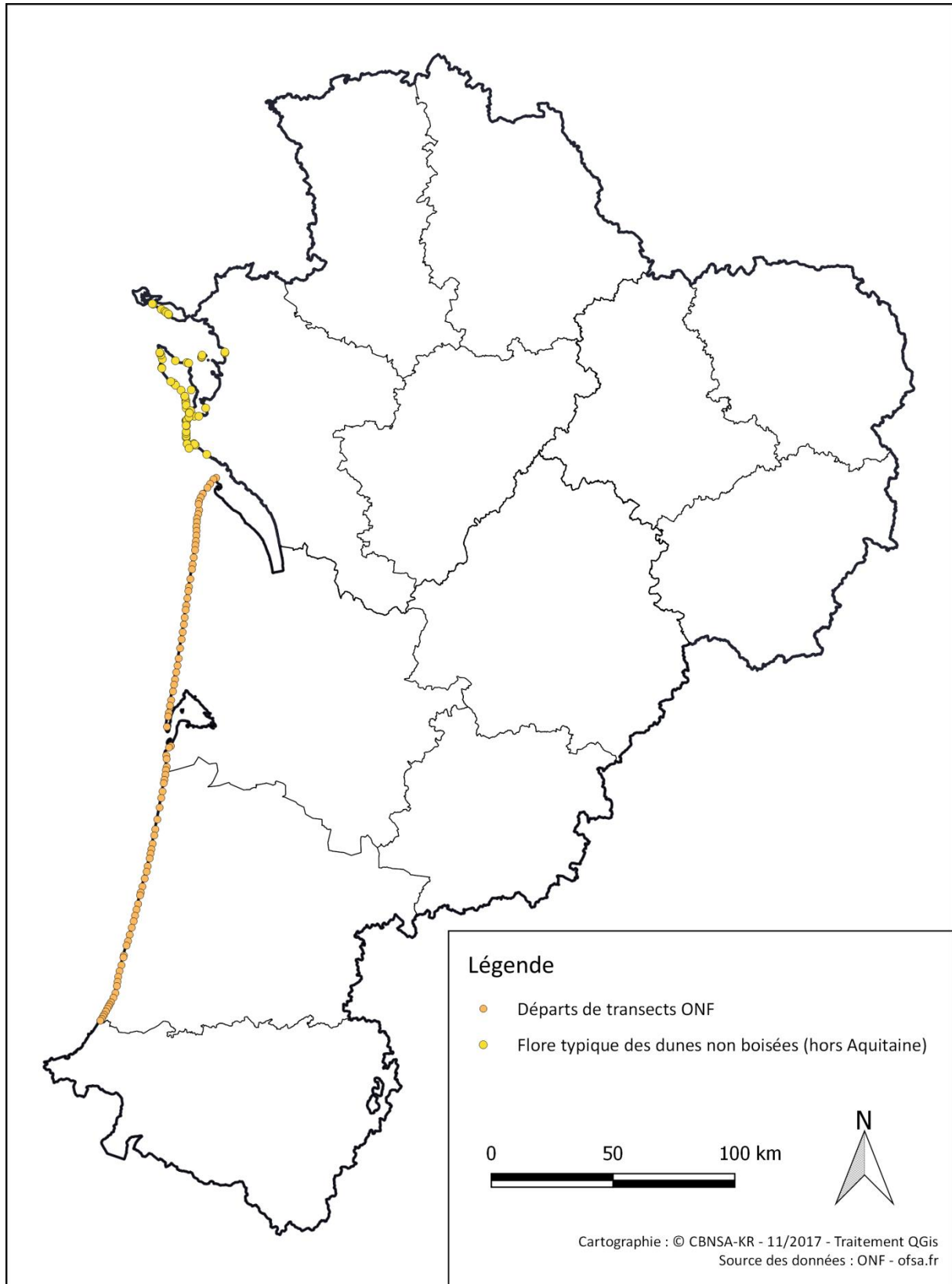
Pour identifier et mesurer les effets du changement climatique sur les communautés végétales de dunes ouvertes, l'objectif est de suivre dans le temps et dans l'espace : 1- leur structure (types biologiques dominants, hauteur, recouvrement) et 2- leur composition floristique (diversité spécifique, cortèges indicateurs, fréquence relative des espèces, spectre chorologique).

3.1.1 Matériel et méthodes

- Sélection des sites

Dans l'ex-région Aquitaine, le cordon dunaire est continu et s'étend sur près de 230 kilomètres entre la pointe de Grave au nord et l'estuaire de l'Adour au sud. La partie littorale non boisée est plus ou moins large selon les secteurs, entre 50 m et 700 m. Le cordon dunaire se prolonge également de l'embouchure de la Gironde jusqu'à La Tremblade sur le littoral de Charente-Maritime, et de façon plus fragmentaire et de plus faible largeur sur les îles de Ré et d'Oléron (Fig. 34).

Depuis 1997, l'Office National des Forêts (ONF) assure un suivi régulier des végétations dunaires non boisées par un système de transect afin d'observer la proportion et la répartition des différentes communautés dans le temps et dans l'espace (FAVENNEC, 2002). Dans l'objectif d'un suivi fin et d'une vision exhaustive à l'échelle du cordon dunaire, 97 transects sont ainsi positionnés, soit un tous les 2 à 3 kilomètres (Fig. 34) et relus tous les 6 ans.



Localisation des zones d'expression des communautés végétales de dunes non boisées et des suivis préexistants en Nouvelle-Aquitaine

Fig. 34. Situation géographique des suivis préexistants (ONF) et des zones potentielles de suivis en Nouvelle-Aquitaine.

Les suivis des communautés végétales dunaires, dans le cadre du programme les sentinelles du climat, se reposeront essentiellement sur ce réseau existant et éprouvé afin de mutualiser les dispositifs mis en place en accord avec l'ONF. Le changement climatique intervenant sur un pas de temps long, ce réseau apporte un recul sur ce milieu par la présence de données historiques depuis de nombreuses années (première lecture en 1997), nécessaires pour l'ajustement des modèles (LE TREUT, 2013). De plus, un état de référence sur la flore et les communautés végétales en 2015 réalisé par le Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique (CBNSA) (DUFAY, 2014 ; LAFON *et al.*, 2015a) permet d'avoir une base de connaissance solide pour l'étude de cet écosystème. Pour une meilleure détection et compréhension des effets du changement climatique sur ces habitats à l'échelle régionale, il convient d'enrichir ce réseau avec de nouveaux dispositifs sur le cordon dunaire de Charente-Maritime. Cela permettra notamment de détecter les secteurs de plus grande sensibilité face au changement climatique.

L'identification des transects préexistants à suivre en termes de végétations s'effectuera en 2018. Elle s'appuiera notamment sur la présence de communautés de dunes grises, d'ourlets et landes et de fourrés bien exprimés relevant de l'*Euphorbio portlandicae* – *Helichryson stoechadis* Géhu & Tüxen ex G. Sissingh 1974, du *Cisto salviifolii* – *Ericion cinereae* Géhu in Bardat *et al.*, 2004, du *Lonicerion periclymeni* Géhu, B. Foucault & Delelis 1983 *nom. inval.* (art. 17) ou de l'*Ulici europaei* – *Cytision striati* Rivas Mart., Báscones, T.E. Díaz, Fern. Gonz. & Loidi 1991. Les possibilités d'extension au cordon dunaire de Charente-Maritime seront également étudiées en concertation avec l'ONF en 2018–2019.

• Description des sites choisis

Le suivi des communautés végétales dans le cadre du programme les sentinelles du climat opérant en 2021, aucune zone disposant d'un transect existant n'a été identifiée actuellement pour une relecture. La sélection et la présentation des zones suivies sont prévues en 2018.

De même, les caractéristiques de chaque zone étudiée sur le cordon dunaire (commune, superficie, statut, propriétaire, structure de suivi) seront détaillées dans le rapport 2018.

• Définition et positionnement des points d'échantillonnage

Le suivi des végétations dunaires non boisées en lien avec les évolutions climatiques reprend les mêmes principes d'échantillonnage que pour le réseau de l'ONF (FAVENNEC, 2002) ; c'est-à-dire un système de transect orienté perpendiculairement au cordon dunaire, de la lisière forestière jusqu'au haut de plage.

Ce type de dispositif permet à la fois une étude diachronique de la zone de cordon dunaire, pour suivre dans le temps et dans l'espace l'évolution des communautés végétales ; et une étude synchronique pour décrire l'organisation spatiale et la composition floristique des groupements (FAVENNEC, 2002 ; LAFON *et al.*, 2015b).

La répartition spatiale des communautés végétales étant surtout expliquée par les gradients topographiques et de contraintes (embruns salés, dépôts sableux), le transect est placé en répondant aux critères suivants :

- départ du transect au niveau de la lisière forestière (fourrés littoraux) à partir de coordonnées GPS ;
- transect perpendiculaire au cordon selon un azimut prédéfini.

Dans l'objectif d'un suivi à moyen/long terme (plusieurs décennies) et afin d'assurer la relocalisation précise et la pérennité du dispositif, le point de départ du transect est géoréférencé par ses coordonnées GPS. La forte érosion marine, s'opérant dans certaines zones, entraîne une migration et un décalage des communautés végétales vers l'est (LAFON *et al.*, 2010 ; LE TREUT, 2013). Dans l'objectif de suivre à chaque lecture toutes les communautés de dunes non boisées, le point de départ du transect est redéfini au niveau de la nouvelle zone de lisière forestière. Le cordon dunaire étant un milieu en perpétuelle évolution topographique, une matérialisation de transect par des repères fixes peut s'avérer inutile dans certaines zones car trop éphémère. Le temps de la lecture, le transect est matérialisé à l'aide d'un topofil tendu au ras du sol.

La localisation du point de départ du transect est rapide une fois sur le site, à l'aide d'un GPS et avec les coordonnées précises du point. La durée de lecture du transect dépend de sa longueur et de la diversité des communautés ; elle peut être estimée autour de 2h à 3h.

Les caractéristiques de chaque transect ONF sur le cordon dunaire suivi dans le cadre du programme ainsi que toutes les cartes de localisation seront précisées dans le rapport 2018. Un exemple de situation est présenté ci-après (Fig. 35 et Fig. 36).



Carte de situation d'un transect sur le cordon dunaire

Fig. 35. Exemple de situation des transects sur le cordon dunaire (fond IGN BD Ortho).

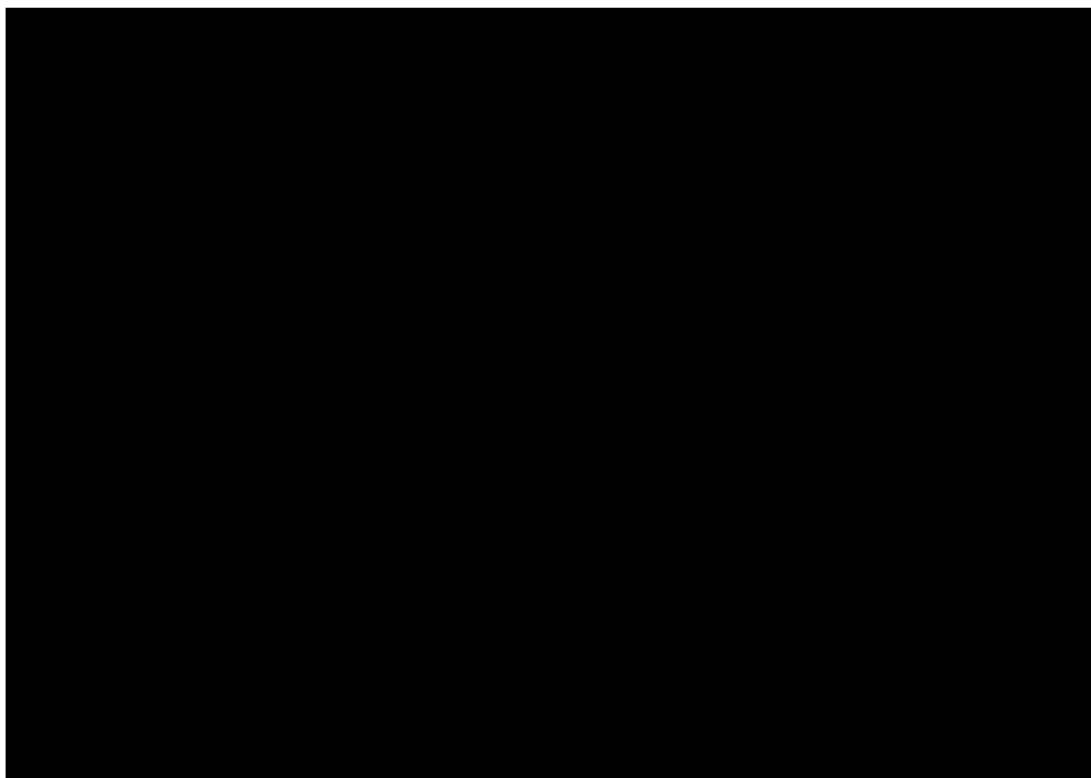


Fig. 36. Exemple de situation des transects sur le cordon dunaire (fond IGN Scan25).

- Méthodes de relevés et détermination des espèces et des communautés végétales

La méthode de suivi des végétations dunaires développée par l'ONF, et ajustée par le CBN Sud-Atlantique (FAVENNEC, 2002 ; LAFON *et al.*, 2015b) consiste à relever et renseigner, par transect :

- l'ensemble des espèces végétales présentes à travers l'approche phytosociologique (relevés phytosociologiques et géosymphytosociologiques) ;
- les conditions stationnelles (topographie, comportement du sable) rencontrées ;
- la largeur occupée par les différentes végétations dunaires.

L'objectif étant de suivre dans le temps et dans l'espace la structuration des communautés végétales (types biologiques dominants, hauteur, recouvrement) et leur composition floristique (diversité spécifique, cortèges indicateurs, fréquence relative des espèces, spectre chorologique), cette méthode apparaît pertinente pour suivre leur évolution en lien avec le changement climatique. En effet, elle permet une détection relativement fine des variations de composition floristique localement et donc un suivi exhaustif de la chorologie des espèces le long du littoral dunaire à travers le nombre conséquent de transects.

Pour mener ce travail, la phytosociologie sigmatiste est retenue car elle est basée sur une démarche rigoureuse et éprouvée, dotée d'un référentiel structuré et régulièrement mis à jour aux échelles internationale, nationale et régionale (WEBER *et al.*, 2000 ; BARDAT *et al.*, 2004 ; LAFON *et al.*, 2017).

Le relevé phytosociologique consiste en la réalisation de relevés floristiques exhaustifs effectués sur une surface de végétation physionomiquement, écologiquement (exposition, pente, substrat, luminosité, etc.) et floristiquement la plus homogène possible. La surface optimale ou aire minimale est un compromis entre une surface suffisamment homogène et une surface représentative du type de milieu. Des coefficients d'abondance-dominance de Braun-Blanquet (1928) sont attribués à chaque

espèce pour indiquer son recouvrement au sein de chaque strate de la placette. Enfin, la date, l'observateur, la localisation (point GPS, lieu-dit), les caractères généraux de la station (pente, exposition, altitude, topographie, substrat, etc.) et de la formation végétale inventoriée (trophie, physionomie, etc.), accompagnés d'une description brève (ex : Pelouse à immortelle sur sables semi-fixés) sont renseignés (Annexe 1).

Ainsi, un relevé phytosociologique est réalisé au sein de chaque communauté végétale (pelouse annuelle, pelouse vivace, ourlet, fourré) présente dans le long d'un transect. Ces relevés sont rattachés, directement ou a posteriori, à un syntaxon existant ou à définir dans le référentiel phytosociologique.

La prise de photo doit être réalisée avec des prises de vue à chaque départ et arrivée de transect, cela servant d'aide à l'interprétation et à garder une vision du site lors des différentes lectures.

En pratique, l'observateur part de la frange forestière où figure le point de départ du transect, et chemine le long du transect selon un azimuth prédéfini de sorte que le transect soit perpendiculaire au cordon dunaire. Il effectue alors des relevés phytosociologiques à chaque nouvelle communauté rencontrée (Fig. 37). La distance entre relevés ne doit pas dépasser 30 mètres, même lorsque le milieu est homogène. L'observateur enregistre également au fur et à mesure la distance de chaque relevé au point de départ et les limites de chaque communauté à l'aide d'un topofil.

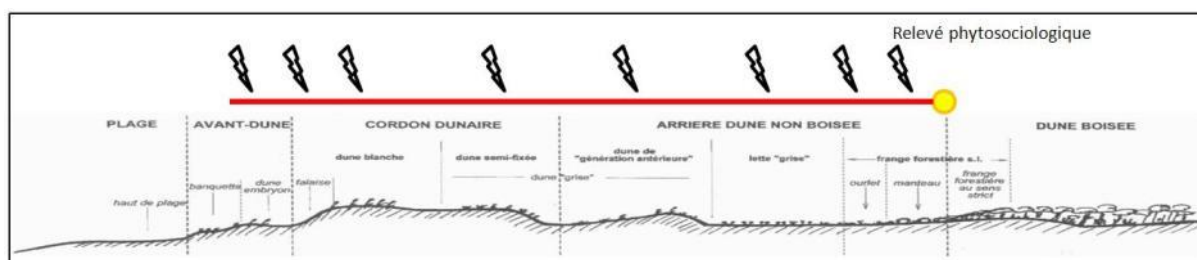


Fig. 37. Schéma du profil topographique dunaire avec répartition théorique des relevés.

La détermination des espèces végétales non identifiées peut s'effectuer directement sur le terrain à l'aide d'une flore et d'une loupe (x10 minimum). Dans le cas de critères délicats à appréhender *in situ*, l'identification se fera ultérieurement en laboratoire, avec un matériel adéquat (loupe binoculaire, microscope, etc.), sur des échantillons prélevés si possible hors de la zone d'étude. Concernant les espèces rares ou protégées, la détermination devra se faire autant que possible sur photos ou *in situ* sans prélèvement.

Pour l'étude des végétations dunaires, le champ d'investigation taxonomique concerne uniquement les spermatophytes et ptéridophytes, excluant donc les bryophytes et lichens trop complexes à appréhender. Le référentiel taxonomique suit la version la plus récente de TaxRef (actuellement version 9 (GARGOMINY *et al.*, 2015)). Les flores utilisées sont diverses : Flora Gallica (TISON *et al.*, 2014a), Flore du Pays Basque et des régions limitrophes (AIZPURU *et al.*, 1999), Flore de France méditerranéenne continentale (TISON *et al.*, 2014b), Flore descriptive et illustrée de la France, de la Corse et des contrées limitrophes (Tomes 1 à 3) (COSTE, 1901 ; COSTE & FLAHAULT, 1903 ; COSTE & FLAHAULT, 1906).

Le référentiel syntaxonomique des végétations utilisé est celui du CBNSA, version du 19/09/2017 (LAFON *et al.*, 2017). Ce référentiel, basé initialement sur le Prodrôme des végétations de France (BARDAT *et al.*, 2004), est corrigé et complété au niveau syntaxonomique le plus fin possible (association, sous-



association, variante, etc.) à partir des travaux de synthèse récents, des publications effectuées dans le cadre de la déclinaison du prodrome des végétations de France II et des connaissances actuelles acquises par le CBNSA sur les végétations de son territoire d'agrément (OBV atlas en ligne : ofsa.fr).

Pour la mise en place et la lecture des transects dunaires, le matériel requis est le suivant :

- appareil GPS (GPS submétrique si possible) ;
- topofil avec mesure de distance (400 m minimum) ;
- boussole ;
- appareil photo.

• Période optimale de suivi

Les végétations des dunes non boisées connaissent leur optimum phénologique entre début mai et début juillet ; c'est-à-dire la période durant laquelle la majorité du cortège floristique est au stade de floraison. Afin de noter et pouvoir identifier le maximum d'espèces, les inventaires et suivis doivent s'effectuer durant cette période (FAVENNEC, 2002 ; LAFON *et al.*, 2015b ; LAFON *et al.*, 2015a).

• Nombre de campagne de relevés

Une seule campagne de relevés est réalisée pour chaque année de suivi. En effet, la majorité du cortège floristique étant observable dans le cas d'une lecture pendant la période phénologique optimale, la réalisation de plusieurs campagnes offre un intérêt marginal.

Les végétations dunaires et leur agencement résultent d'un blocage dynamique dû aux contraintes rencontrées sur le littoral ; par définition, elles sont donc très peu dynamiques en absence de perturbations d'origines anthropiques directes (eutrophisation, plantations). En revanche, l'érosion marine rend ces végétations relativement changeantes spatialement. De plus, elles peuvent être impactées en cas d'aléas climatiques extrêmes (forte sécheresse, canicule, etc.) répétés. Pour ces raisons, le délai entre chaque campagne de suivis a été fixé à 6 ans par l'ONF. Les précédentes campagnes ont eu lieu lors des années 1997, 2003, 2009 et 2015, la prochaine est donc prévue pour l'année 2021. Les impacts du changement climatique sur la flore de ces milieux intervenant à une échelle de temps assez large, ce délai apparaît raisonnable dans le cadre du programme les sentinelles du climat étant donné l'historique des données collectées.

• Fiche de relevés

Pour le suivi des communautés de dunes ouvertes, une fiche de relevés par transect sera élaborée à la suite de tests complémentaires en 2019–2020. Elle se basera sur la fiche conçue par l'ONF pour le suivi de ces communautés (Annexe 2), modifiée et ajustée en fonction des propositions définies par (FAVENNEC, 2002 ; LAFON *et al.*, 2015b).

3.1.2 Discussion

Les protocoles de suivi conçus par l'ONF étant calibrés pour observer la proportion et la répartition des différentes communautés dans le temps et dans l'espace selon des critères principalement physiologiques, le CBN Sud-Atlantique a fait des propositions d'ajustements (FAVENNEC, 2002 ; LAFON *et al.*, 2015b) pour tenir compte davantage de critères floristiques afin d'évaluer l'état de conservation des habitats. Ces compléments ou modifications semblent en adéquation avec le suivi des paramètres retenus (présence, structure, composition floristique et largeur de chaque communauté végétale) pour mesurer les effets du changement climatique. Ces protocoles semblent assez précis car intégrant plusieurs échelles spatiales et temporelles et permettant la détection de variations floristiques fines pour un écosystème qui devrait connaître une accentuation des phénomènes climatiques à l'avenir (LE TREUT, 2013).

Toutefois, les transects ne prennent en compte que les végétations de la xérosère (sur substrat nu et sec, en biotope xérique) ; or les communautés humides de dépressions arrière-dunaires (hygrosère) sont également très intéressantes car sensibles aux épisodes de sécheresse intense, peu fréquentes et abritant des espèces patrimoniales (Fig. 38). Une extension des dispositifs de suivi à ces zones relictuelles de fort intérêt à la fois floristique et faunistique semble pertinente et mérite une réflexion plus approfondie. En termes de végétation, l'identification des zones de suivi favorables s'appuiera sur l'étude typologique réalisée en 2015 (LAFON *et al.*, 2015a), illustrant la répartition des communautés ciblées relevant de l'*Hydrocotylo vulgaris* – *Schoenion nigricantis* de Foucault 2008, et sur les données de l'Observatoire de la Biodiversité Végétale de Nouvelle-Aquitaine (OBV atlas en ligne : *ofsa.fr*).

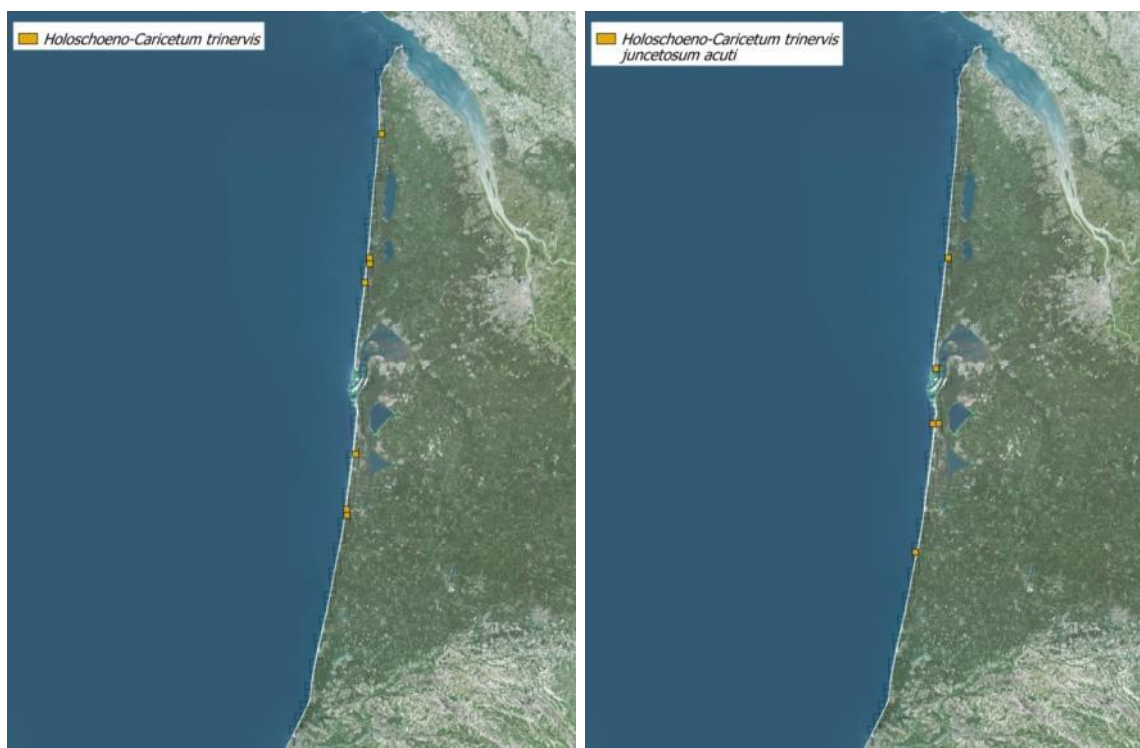


Fig. 38. Situation géographique des zones potentielles de suivi de pannes dunaires.

Concernant la période de suivi, il existe de nombreuses communautés thérophytiques dont l'optimum phénologique intervient entre fin mars et fin mai, soit légèrement décalé par rapport aux communautés vivaces. De même, les communautés de laisses de mer connaissent un optimum décalé puisqu'intervenant entre août et septembre. Ainsi, selon la date de lecture d'un transect, certaines



communautés ne pourront pas être contactées ou du moins pas dans leur état optimal. En théorie, 3 campagnes de relevés par an seraient donc nécessaires pour dresser un inventaire floristique exhaustif sur un transect. Des ajustements de la période de suivi et des méthodes de suivi seront à définir en cas de nécessité d'intégration de ces communautés dans les analyses.

Dans le cas des végétations dunaires, la modélisation des effets du changement climatique portera sur plusieurs aspects.

- Tout d'abord, l'enrichissement présumé en espèces xéro-thermophiles aux extrêmes nord et sud du littoral, ainsi que la progression/migration d'espèces déjà présentes à partir des extrêmes nord et sud vers le centre du littoral.
- Ensuite, la régression potentielle des espèces plus mésothermes, et éventuellement de celles des pannes dunaires.
- Enfin, la migration transversale des séquences de végétations dunaires (dune embryonnaire, dune blanche, dune grise, etc.) en lien avec l'érosion marine ; ces mesures servant notamment par rapport aux problématiques conservatoires des habitats et des espèces associées (cas des séquences tronquées, disparition de la dune embryonnaire, etc.).

Une analyse des traits de vie des espèces et de leur spectre chorologique pour chaque site permettra, en lien avec les scénarios climatiques du GIEC (NAKICENOVIC *et al.*, 2000), de modéliser la niche écologique potentielle future pour les espèces présentant une sensibilité positive (augmentation de la fréquence sur les sites, élargissement de l'aire de répartition) ou négative (diminution de la fréquence, extinction locale).

En 2018, le travail sur les communautés végétales dunaires se concentrera sur la sélection des zones à suivre en concertation avec l'ONF pour la mutualisation des dispositifs existants et avec Cistude Nature pour être en synergie par rapport au suivi du Lézard ocellé. Cette sélection s'intéressera prioritairement aux 15 zones équipées de stations météorologiques pour savoir si les transects présents sont favorables pour le suivi des communautés végétales. Enfin, un aperçu des traitements statistiques possibles et des résultats à partir des données de suivi existantes sera discuté avec le laboratoire BIOGECO de l'Université de Bordeaux.

Des tests de protocoles sur le terrain pourront avoir lieu en 2019 sur certaines zones sélectionnées pour valider les méthodes exposées.

3.2 Lézard ocellé (*Timon lepidus*)

Auteurs : Maud Berroneau, Maximilien Lavagna

Le choix de sélectionner le Lézard ocellé comme une espèce sentinelle se justifie notamment par le fait que les reptiles sont d'excellents indicateurs de biodiversité et des modèles très intéressants dans la recherche sur le changement climatique (RUGIERO *et al.*, 2013 ; KENNETH DODD JR, 2016). En effet, les espèces ectothermes dépendent exclusivement des paramètres extérieurs pour réguler leur métabolisme. Ils sont de ce fait extrêmement exposés aux perturbations climatiques (ARAUJO *et al.*, 2006 ; SINERVO *et al.*, 2010 ; CLUSELLA-TRULLAS & CHOWN, 2011). De plus, les espèces présentant des capacités de dispersion limitées comme le Lézard ocellé trouvent des difficultés à coloniser d'autres milieux en raison de leur exigence en terme d'habitat (HUGHES, 2000 ; ARAUJO *et al.*, 2006 ; HUEY *et al.*, 2012).

Le Lézard ocellé est une espèce thermophile qui colonise la quasi-totalité du milieu dunaire entre l'embouchure de l'Adour et la pointe du Verdon-sur-Mer.

Les habitats préférentiels du Lézard ocellé se trouvent en dune grise. Ces milieux fragiles sont soumis à différents risques et perturbations dû au changement climatique (érosion, vague submersive, etc.) (LE TREUT, 2013). Dans une logique de changement climatique, les paramètres météorologiques des placettes sont susceptibles de changer et d'entraîner une répartition différente de l'espèce (FOUFOPOULOS *et al.*, 2011). De plus, des variations d'abondance plus marquées que celles démontrées lors des suivis effectués entre 2008 et 2012 (BERRONEAU, 2012) pourraient être mises en évidence.

Les hypothèses de l'impact du changement climatique sur le Lézard ocellé sont donc :

- Mouvement et extinction locale possible des populations suite à la disparition de stations remarquables.
- Adaptation écophysologique jusqu'à un certain seuil.

L'objectif du suivi de cet indicateur est la mise en évidence d'une tendance évolutive de la répartition et de l'abondance du Lézard ocellé en lien avec d'éventuelles variations climatiques.

3.2.1 Matériel et méthodes

• Sélection des sites

L'abondance du Lézard ocellé a fait l'objet d'un travail important entre 2008 et 2012 par Cistude Nature (BERRONEAU, 2012). Un système de suivi sur placettes avait été mis en place selon les premières méthodes d'occupation et d'estimation d'abondance basées sur les principes de détection certaine et de non-détection temporaire (MACKENZIE *et al.*, 2002 ; ROYLE & NICHOLS, 2003). Les sites sélectionnés ici reposent sur le protocole existant, reconduit lors de ce programme, en coordination avec les placettes ONF (§3.1) et ainsi couplé aux autres relevés faune/flore en milieu dunaire. L'intérêt de s'appuyer sur un protocole et des placettes existantes, étudiées sur un pas de temps important, est d'avoir une base de données historiques importantes pour les prospectives de modélisation.

Une partie du littoral en nord Landes ne comporte pas de placette car il s'agit d'une zone militaire dont l'accès est restreint voire interdit pour essai de munitions, malgré les populations connues de Lézard ocellé sur ce secteur. Ne permettant pas le respect du protocole (nombre et fréquence des

passages d'observation), ce secteur n'a pu être retenu pour l'étude. Une absence d'information est donc visible cartographiquement pour cette zone, bien que les populations de Lézard ocellé y sont importantes.

Lors de la visite de pré-suivi en début de saison 2017 (début mars 2017), certaines placettes ont été déplacées de quelques mètres pour s'ajuster au profil de la dune, à la potentialité en habitats favorables. En effet, le littoral, et le système dunaire en particulier, sont soumis aux aléas climatiques saisonniers (tempêtes, vagues submersives, etc.). Ils subissent une érosion parfois si importante que certains secteurs géolocalisés abritant du Lézard ocellé se retrouvent en une nuit dans l'océan. Ainsi une surveillance annuelle des placettes listées se fait avant chaque début de saison afin de vérifier leur existence, leur caractère favorable à l'espèce. Dans le cas où les changements climatiques ont modifié drastiquement les conditions d'accueil d'une placette pour le Lézard ocellé ou ont fait littéralement disparaître une placette suivie, une placette équivalente est redéfinie dans la mesure du possible avec la même latitude.

L'étude du Lézard ocellé se cantonne aux départements de la Gironde et des Landes, car les populations de l'intérieur des terres (Dordogne, Lot-et-Garonne, Charente-Maritime) ont une écologie et des habitats différents des populations dunaires suivies, répondant ainsi à d'autres problématiques de conservation. Il en est de même pour les populations de l'île d'Oléron qui sont soumises à un phénomène insulaire particulier influant sur le dynamisme des populations (Fig. 39).

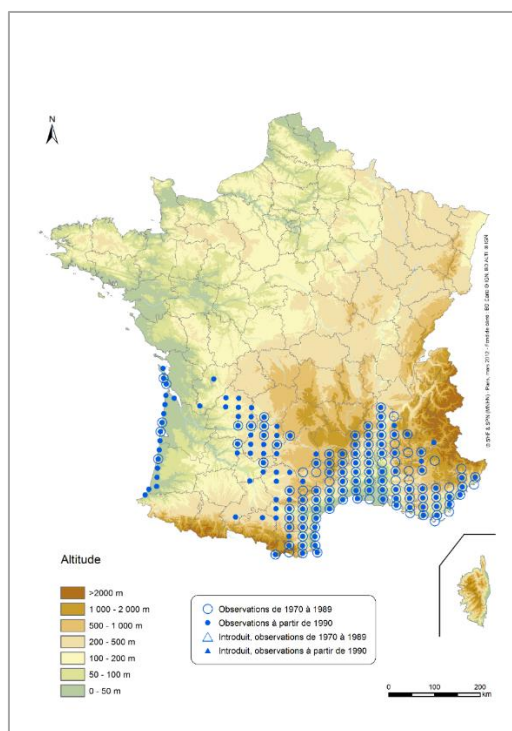
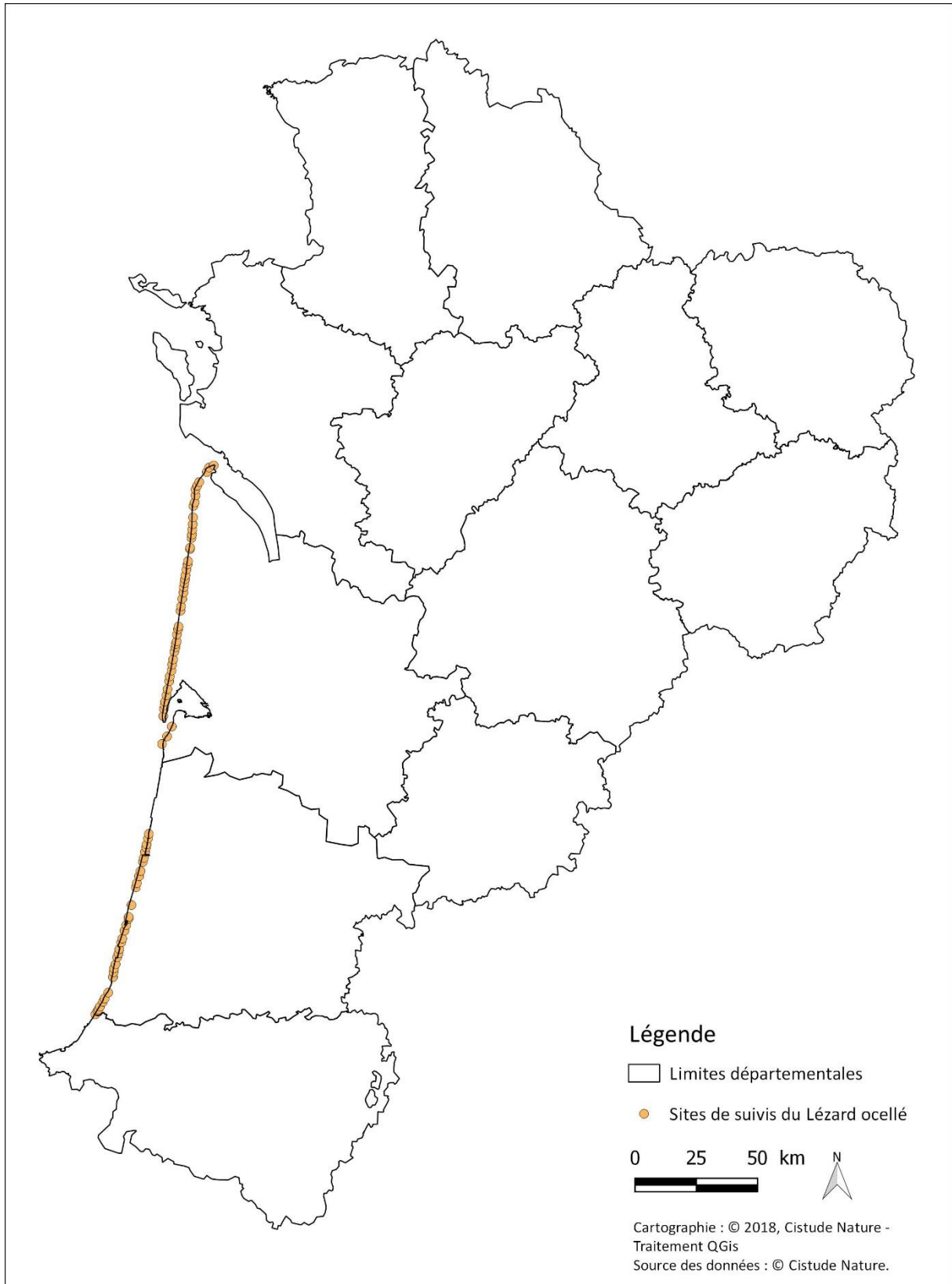


Fig. 39. Répartition du Lézard ocellé en France (SHF, 2013).

• Description des sites choisis

Les sites sont répartis selon la répartition connue du Lézard ocellé entre les départements de la Gironde et des Landes : 80 placettes sur l'ensemble du cordon dunaire (depuis la dune blanche jusqu'à la frange forestière). Niveau terminologie, pour ce suivi Lézard ocellé et dans la suite du rapport, un « site » équivaut à une « placette » (Fig. 40, Tab. II).



Sites de suivis du Léopard ocellé :
Situation géographique des sites d'études en Nouvelle-Aquitaine

Fig. 40. Répartition géographique des sites de suivis du Léopard ocellé.



Tab. II. Caractéristiques des sites étudiés dans le cadre des suivis "Lézard ocellé"

Département	Nom du site	Type d'habitat	Superficie (m ²)	Propriétaire/gestionnaire	Accord	Structure de suivi et nom de l'observateur	Latitude	Longitude
Gironde (33)	LO_33_1	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	LO_33_2	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	LO_33_3	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	LO_33_4	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	LO_33_5	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	LO_33_6	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	LO_33_7	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	LO_33_8	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	LO_33_9	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	LO_33_10	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	LO_33_11	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	LO_33_12	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	LO_33_13	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	LO_33_14	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	LO_33_15	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	LO_33_16	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	LO_33_17	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	LO_33_18	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	LO_33_19	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	LO_33_20	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	LO_33_21	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	LO_33_22	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	LO_33_23	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	LO_33_24	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	LO_33_25	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	LO_33_26	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	LO_33_27	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████



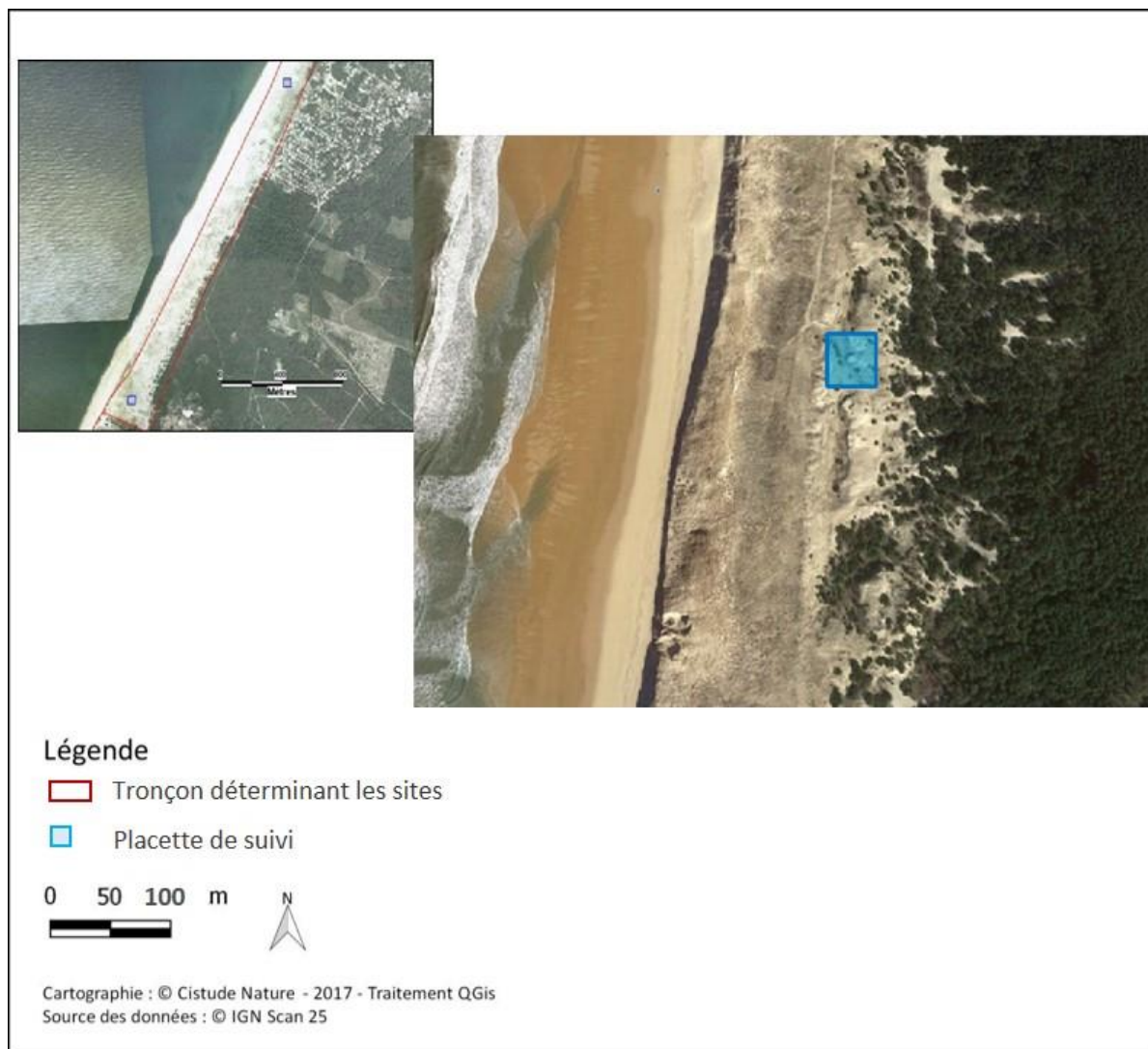
Département	Nom du site	Type d'habitat	Superficie (m ²)	Propriétaire/gestionnaire	Accord	Structure de suivi et nom de l'observateur	Latitude	Longitude
Gironde (33)	LO_33_28	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	████	████
Gironde (33)	LO_33_29	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	████	████
Gironde (33)	LO_33_30	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	████	████
Gironde (33)	LO_33_31	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	████	████
Gironde (33)	LO_33_32	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	████	████
Gironde (33)	LO_33_33	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	████	████
Gironde (33)	LO_33_34	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	████	████
Gironde (33)	LO_33_35	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	████	████
Gironde (33)	LO_33_36	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	████	████
Gironde (33)	LO_33_37	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	████	████
Gironde (33)	LO_33_38	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	████	████
Gironde (33)	LO_33_39	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	████	████
Gironde (33)	LO_33_40	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	████	████
Gironde (33)	LO_33_41	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	████	████
Gironde (33)	LO_33_42	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	████	████
Gironde (33)	LO_33_43	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	████	████
Gironde (33)	LO_33_44	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	████	████
Gironde (33)	LO_33_45	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	████	████
Gironde (33)	LO_33_46	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	████	████
Gironde (33)	LO_33_47	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	████	████
Gironde (33)	LO_33_48	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	████	████
Landes (40)	LO_40_1	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	████	████
Landes (40)	LO_40_2	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	████	████
Landes (40)	LO_40_3	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	████	████
Landes (40)	LO_40_4	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	████	████
Landes (40)	LO_40_5	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	████	████
Landes (40)	LO_40_6	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	████	████
Landes (40)	LO_40_7	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	████	████



Département	Nom du site	Type d'habitat	Superficie (m ²)	Propriétaire/gestionnaire	Accord	Structure de suivi et nom de l'observateur	Latitude	Longitude
Landes (40)	LO_40_8	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	LO_40_9	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	LO_40_10	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	LO_40_11	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	LO_40_12	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	LO_40_13	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	LO_40_14	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	LO_40_15	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	LO_40_16	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	LO_40_17	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	LO_40_18	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	LO_40_19	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	LO_40_20	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	LO_40_21	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	LO_40_22	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	LO_40_23	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	LO_40_24	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	LO_40_25	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	LO_40_26	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	LO_40_27	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	LO_40_28	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	LO_40_29	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	LO_40_30	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	LO_40_31	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	LO_40_32	dunaire	2500	ONF	oui	Cistude Nature – Maud Berroneau	██████	██████

- Définition et positionnement des points d'échantillonnage

Les points d'échantillonnage Lézard ocellé correspondent aux placettes individuelles. Le protocole de suivi est basé sur un comptage de l'espèce sur chacun des sites d'études, c'est-à-dire sur chacune des placettes précédemment listées. Les placettes de 50 x 50 mètres sont réparties sur l'ensemble du littoral aquitain (Fig. 41, Annexe 3). Une carte et un numéro sont attribués à chaque placette (Tab. II).



Sites de suivi du Lézard ocellé :
Exemple de disposition des placettes de suivi

Fig. 41. Exemple de disposition des placettes littorales (Lézard ocellé)

- Méthode de relevés et détermination des espèces

Le Lézard ocellé est une espèce dont le principal comportement observable est l'activité d'insolation. Cette espèce ectotherme a besoin de se chauffer au soleil afin de réguler sa température interne. Pour ce faire, il se place généralement à l'entrée de son abri où il est facilement observable. Le Lézard ocellé ne confectionne pas son propre gîte, il s'approprie divers types d'abris pour se protéger (garences de lapins, terriers/trous de rongeurs, tas de bois morts, débris anthropiques tels que les restes de voies allemandes bitumées en arrière dune, blockauss endommagés, etc.). La



prospection du Lézard ocellé consiste en l'observation directe de l'espèce, mais également en la recherche de ses indices de présence (traces de pattes dans le sable et fèces caractéristiques), et de ses abris potentiels.

L'application du protocole type « POP Reptile » (LOURDAIS & MIAUD, 2016) (élaboré au niveau national par un collège scientifique : SHF, MNHN, EPHE Montpellier, ONF) permet une estimation fine de la présence ou de l'abondance du Lézard ocellé. Cette abondance peut être mise en relation avec des facteurs extérieurs (évolution des températures, etc.) et peut être comparée d'une année sur l'autre.

Le Lézard ocellé étant une espèce farouche, qui disparaît à la moindre alerte, il convient d'être le plus discret possible à l'approche du secteur à prospector. Il est également recommandé de faire le moins de bruit possible durant les observations. Il est préconisé d'attendre 10 minutes après l'arrivée de l'observateur sur la placette pour commencer l'observation effective et les relevés en cas de perturbations et/ou fuite des lézards présents à l'arrivée de l'observateur.

Chaque placette est parcourue trois fois pendant 20 min au cours de la saison d'activité de l'espèce. Après une approche discrète et une recherche visuelle aux jumelles pendant 10 minutes, l'observateur parcourt la placette de manière aléatoire pendant 10 minutes à la recherche d'indices de présence (traces, crottes, mues). Chaque observation est notée et quantifiée pour chaque relevé et chaque placette. D'autres informations, tels que les indices de présence de Lapin de Garenne, sont également notées.

- **Conditions météorologiques requises**

Les placettes doivent être prospectées en matinée lors de conditions météorologiques favorables, de **mars à fin juin** (période d'activité du Lézard ocellé).

Les recommandations pour les conditions météorologiques favorables à l'observation des Lézards ocellés sont les suivantes :

- Préférer une température moyenne (éviter température trop fraîche notamment en début de saison [$<15^{\circ}\text{C}$] ou à l'inverse trop élevée en été [$>27^{\circ}\text{C}$])
- Éviter les jours à couverture nuageuse importante et pluvieux
- Vent faible

En début de saison, et en fonction de la météo, les relevés peuvent être réalisés toute la journée ou le matin préférentiellement. Les horaires optimaux préconisés se situent généralement après 10h du matin en début de saison (mars à mai), et entre 9h30 et 11h ou entre 16h30 et 19h en fin de saison (juin à septembre).

- **Nombre de campagne de relevés**

L'ensemble des placettes est prospecté 3 fois durant la saison d'activité (de mars à juin), avec un intervalle d'au moins 2 semaines entre les passages.

- **Fiche de relevés**

La récolte de données est réalisée à l'aide de la fiche de relevé standardisée. Trois fiches de renseignements doivent être remplies pour chaque placette et chaque passage. La première fiche « Relevé » renseigne par placette les observations de l'espèce, les indices de présence et les gîtes



utilisés pour les trois passages. La deuxième fiche « Descriptif placette » permet un descriptif précis de la placette pour les trois passages. Enfin, la fiche « Récapitulatif placettes » liste l'ensemble des placettes à prospecter (Annexe 4).

Notice explicative aux fiches à renseigner

- **Fiche Relevé**

- Localisation / aide localisation : coordonnées GPS des quatre extrémités de la placette. Il peut également être noté toute remarque facilitant le bon repérage du site.

Météo :

- T° : valeur maximale indiquée par le thermomètre/anémomètre (en degré Celsius).
- Vent : valeur maximale indiquée par le thermomètre/anémomètre (en m/s) sur une minute.
- Nuage : la couverture nuageuse doit être indiquée selon 5 coefficients ($1 \leq 20\%$; $20\% < 2 \leq 40\%$; $40\% < 3 \leq 60\%$; $60\% < 4 \leq 80\%$; $5 > 80\%$).

Nature du contact avec LO :

- Obs directe : nombre d'individus différents observés.
- Traces : nombre de traces observées.
- Fèces : nombre crottes dénombrées.
- Mues : nombre de mues dénombrées (attention à la confusion avec d'autres lacertidés).

Nature du Gîte :

- Description du gîte utilisé par l'individu.
- Remarque : pour indiquer tout type d'information supplémentaire.

- **Fiche Descriptif placette**

- Localisation / aide localisation : cf. ci-dessus.
- Date / Observateur : date et nom des observateurs lors des trois passages.
- Position : emplacement de la placette sur la dune.
- Strates de végétation : pourcentage et hauteur des différentes strates de végétation au sein de la placette.
- Nature du Gîte : présence / absence et nombre des différents abris disponibles pour les Lézards ocellés.
- Lapins : présence / absence et nombre des types d'observations du Lapin de Garenne.

- **Fiche Récapitulatif placettes**

- Coordonnées GPS : indiquent les quatre extrémités nord-ouest, nord-est, sud-est et sud-ouest de la placette.
- Commentaires : toutes informations permettant de faciliter le repérage de la placette.

3.2.2 Résultats exploratoires

En 2016, les sites ont été sélectionnés et visités pour vérifier leur bonne existence et accessibilité par rapport à l'étude précédente (2008–2012) mais aussi suite aux différents phénomènes climatiques (certaines placettes ayant disparues sous l'eau ou sous la dune lors de la dernière tempête de décembre 2013).

En 2017, une tentative de répartition des sites par type d'effets climatiques a été testée. Peu de sites ont pu être regroupés par catégorie, ne permettant donc pas d'apporter des analyses robustes et significatives.

Cependant des analyses prospectives ont été testées concernant l'impact des variations climatiques au cours de cette saison 2017 sur la présence de Lézard ocellé grâce aux stations météorologiques posées sur les différentes placettes le long du littoral.

- Influence des paramètres météorologiques sur la présence du Lézard ocellé

Le cercle des corrélations (Fig. 42) de L'ACP montre que la présence du Lézard ocellé et l'humidité moyenne sont anti-corrélées. De plus, le dendrogramme (Fig. 43) précise l'existence de deux groupes au sein des deux dimensions. Les placettes 14, 7, 5 et 4 où la présence du Lézard ocellé est confirmée montrent effectivement des taux d'humidité moyenne les plus bas par rapport aux autres.

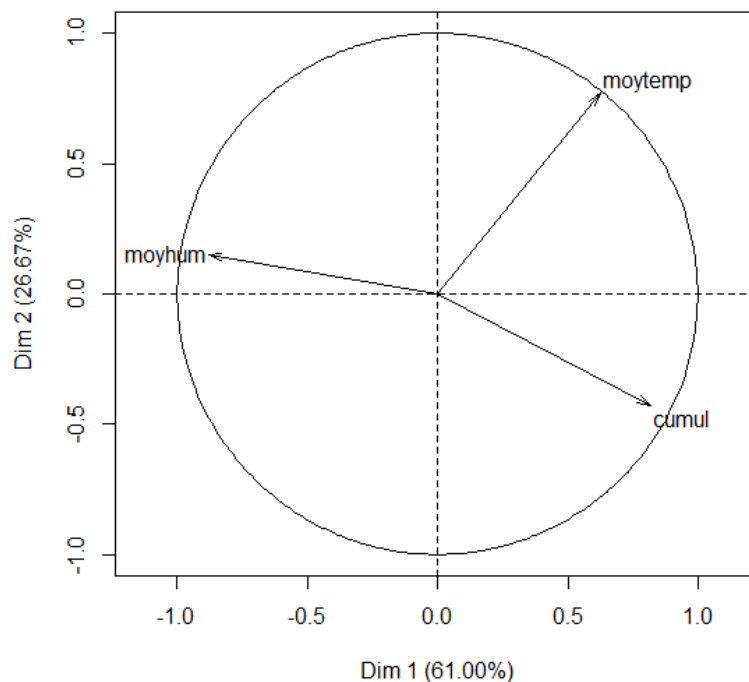


Fig. 42. Cercle des corrélations

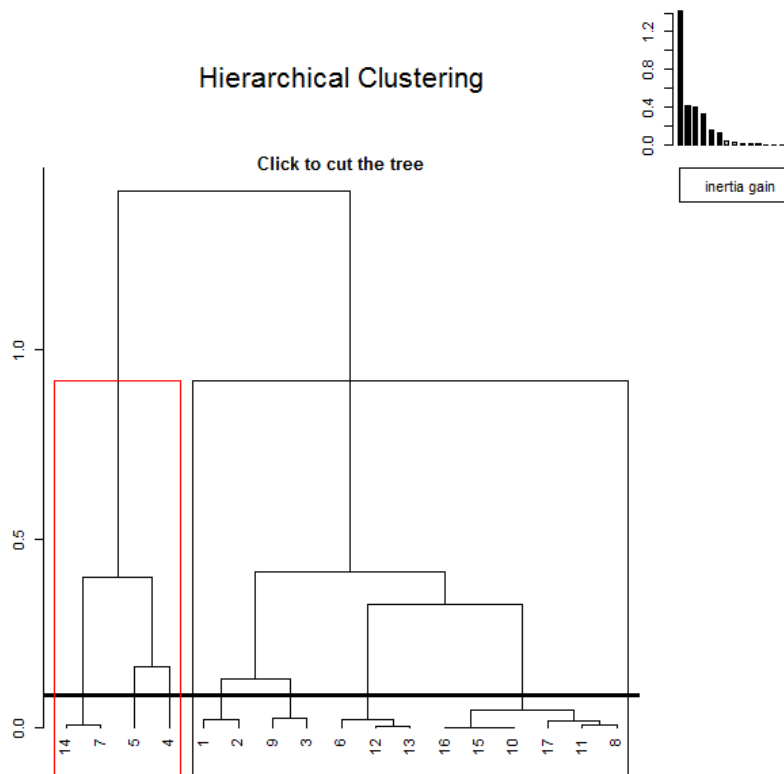


Fig. 43. Dendrogramme de l'ACP.

La méthode d'occupation à une saison (MACKENZIE *et al.*, 2002) effectuée sur les placettes équipées en station météorologique montre que le modèle prenant en compte l'humidité comme covariable d'échantillonnage se place en première position dans le classement d'AICc. La prédiction de la probabilité de détection selon le taux d'humidité montre une diminution de cette probabilité quand le taux d'humidité augmente (Fig. 44). Toutefois, le test d'ajustement du modèle affiche une valeur supérieure à 1 (c -chapeau = 1,74).

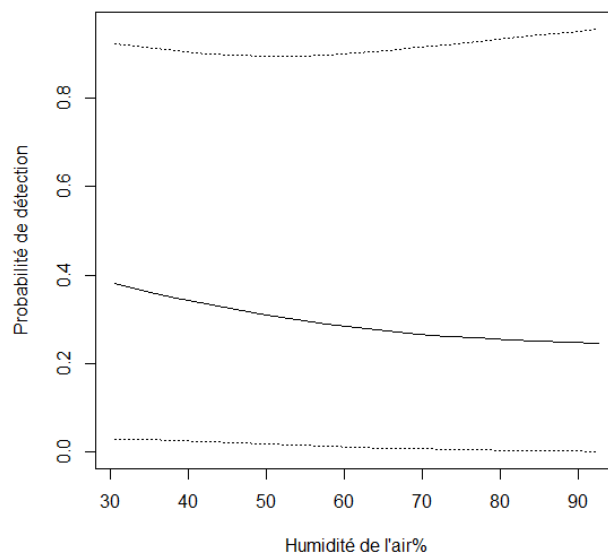


Fig. 44. Effet du taux d'humidité sur la probabilité de détection.

La méthode d'occupation dynamique (MACKENZIE *et al.*, 2002) a été testée, mettant en avant à partir de cette première saison de suivi une tendance à l'extinction en comparaison avec les suivis délivrés entre 2008 et 2012.

- Répartition et occupation du Lézard ocellé sur le littoral

- Maintien des noyaux de présence

La répartition des placettes confirmant la présence du Lézard ocellé démontre un maintien des noyaux de présence identifiés en 2011 (Fig. 45). Toutefois, aucune observation n'a été faite dans le secteur au nord de Montalivet.

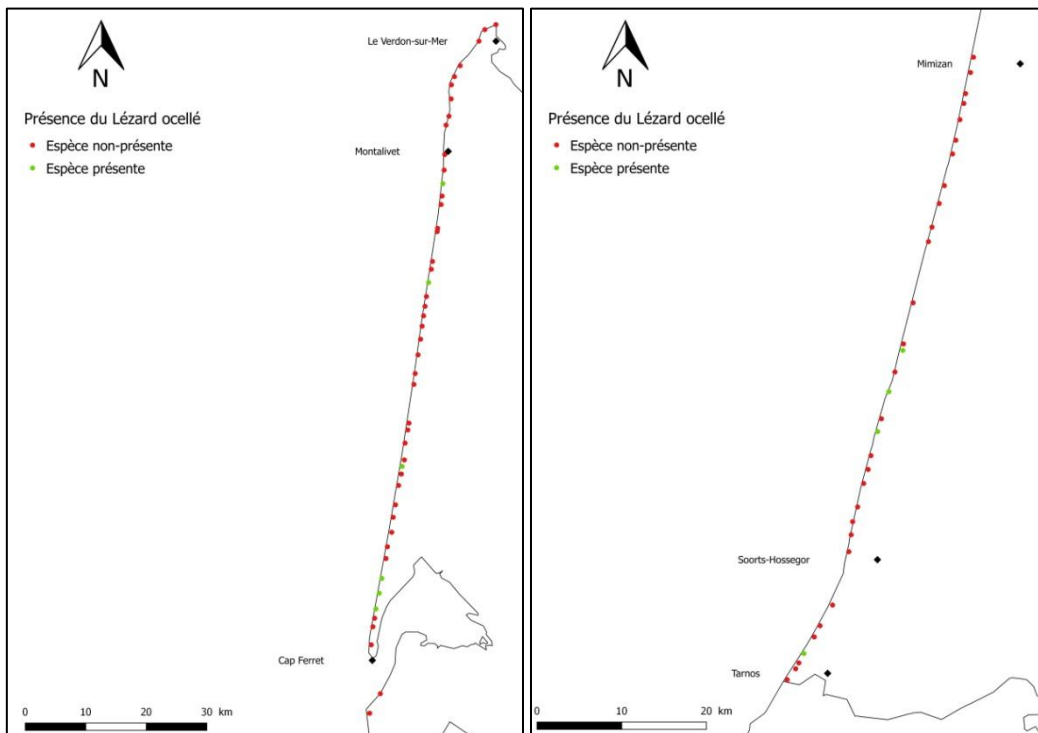


Fig. 45. Répartition du Lézard ocellé sur le littoral aquitain en 2017.

- Une détection en hausse, une occupation en baisse

Méthode d'occupation à une saison

Le classement des modèles en fonction de leur critère d'AICc (Tab. III) fait ressortir 3 modèles présentant un niveau élevé de soutien empirique ($\Delta < 2$). Le modèle $p(\cdot), \psi(\text{pierres})$ (Tab. IV) figure comme le modèle le plus ajusté (p valeur = 0,59 ; $c\text{-hat}$ = 0,89).

Tab. III. Classement des modèles selon leur critère d'AICc.

modèles	AICc	Delta_AICc
$p(\cdot), \psi(\text{pierres})$	99.81	0.00
$p(\text{visites}), \psi(\text{pierres})$	100.49	0.68
$p(\cdot), \psi(\text{terriers})$	101.49	1.2

Tab. IV. Probabilités de détection et d'occupation (\pm l'erreur standard (SE) du modèle $p(\cdot), \psi(\text{pierres})$).

modèle	p	SE	psi	SE
$p(\cdot), \psi(\text{pierres})$	0.531	0.0994	0.169	0.0748

Sur l'ensemble du littoral, la probabilité d'occupation des placettes pour la saison 2017 est de $0,17 \pm 0,075$. En d'autre terme, 17 % des placettes prospectées seraient occupées par le Lézard ocellé. De plus, il y a 53 % de chance de détecter l'espèce sur les placettes où il est effectivement présent.

Méthode d'occupation dynamique

Le classement des modèles en fonction de leur critère d'AICc (Tab. V) fait ressortir 2 modèles présentant un niveau élevé de soutien empirique ($\Delta < 2$). La variable « beton&blockhaus » correspond au nombre de substrats bétonnés présents au sein d'une placette. La variable « recouvrementbuisson » caractérise le recouvrement en pourcentage de la strate buissonnante. Le modèle $p(\cdot), \psi(\text{betblo}), \epsilon(\cdot), \gamma(\cdot)$ (Tab. VI) apparaît comme le modèle le plus ajusté (p valeur = 0,414 ; $c\text{-hat} = 1,04$).

Tab. V. Classement des modèles selon leur critère d'AICc.

modèles	AICc	Delta_AICc
$p(\cdot), \psi(\text{beton\&blockhaus}), \epsilon(\cdot), \gamma(\cdot)$	288.31	0.00
$p(\cdot), \psi(\text{recouvrementbuisson}), \epsilon(\cdot), \gamma(\cdot)$	289.99	1.69

 Tab. VI. Probabilités de détection (p), d'occupation (ψ), d'extinction (ϵ) et de colonisation (γ) (\pm l'erreur standard (SE) du modèle $p(\cdot), \psi(\text{betblo}), \epsilon(\cdot), \gamma(\cdot)$).

modèle	p	SE	psi	SE	epsilon	SE	gamma	SE
$p(\cdot), \psi(\text{betblo}), \epsilon(\cdot), \gamma(\cdot)$	0.548	0.0571	0.429	0.142	0.347	0.0976	0.0508	0.0324

La probabilité d'occupation est ici de $0,43 \pm 0,142$. Ce résultat est en baisse par rapport à la probabilité d'occupation obtenue en 2011 qui était de $0,52 \pm 0,06$ (WISNIEWSKI, 2011). La probabilité de détection montre quant à elle une augmentation comparée à la saison 2011. Effectivement, la probabilité de détection en 2011 était de $0,45 \pm 0,06$ alors qu'elle est estimée à $0,55 \pm 0,057$ en 2017. À noter que cette probabilité de détection est relativement proche de celle obtenue avec la méthode d'occupation à une saison.

La probabilité d'extinction affiche une estimation de $0,35 \pm 0,098$. Ce qui signifie que 35 % des sites occupés lors des suivis précédents ne le seraient plus aujourd'hui.

- Estimation de l'abondance

- Recherche de la valeur optimale de K

Pour chaque distribution (P, NB et ZIP) le modèle prenant uniquement en compte les visites comme covariable d'échantillonnage se positionne en première position au classement des critères d'AICc.

Concernant le choix de la valeur de K par rapport à la variation de l'indice d'abondance lambda, la distribution de Poisson n'est pas convenable (lambda ne varie pas). Pour les distributions NB et ZIP, l'indice d'abondance lambda varie avant d'atteindre un palier. Avec une distribution NB, lambda atteint un plafond quand K = 8 (Fig. 46) alors qu'avec une distribution ZIP, lambda devient constant à partir de K = 7 (Fig. 47).

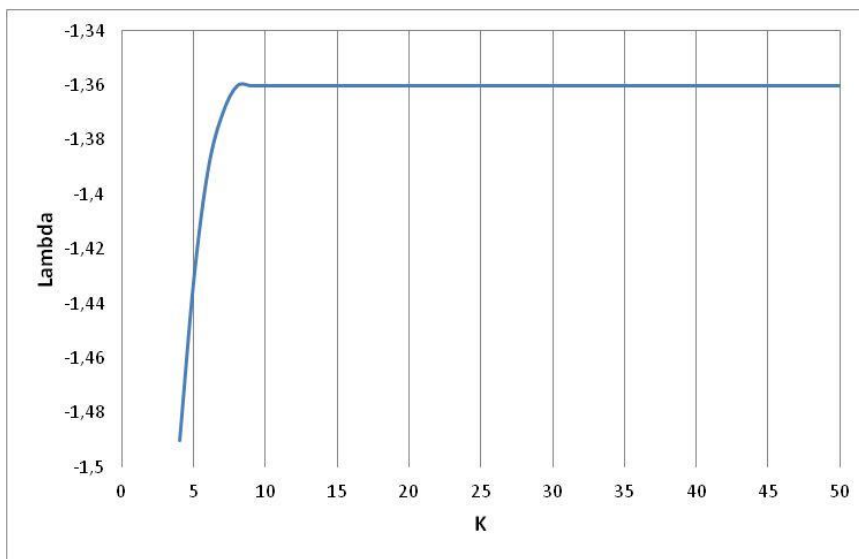


Fig. 46. Variation de l'indice d'abondance lambda en fonction de la valeur de K avec une distribution NB.

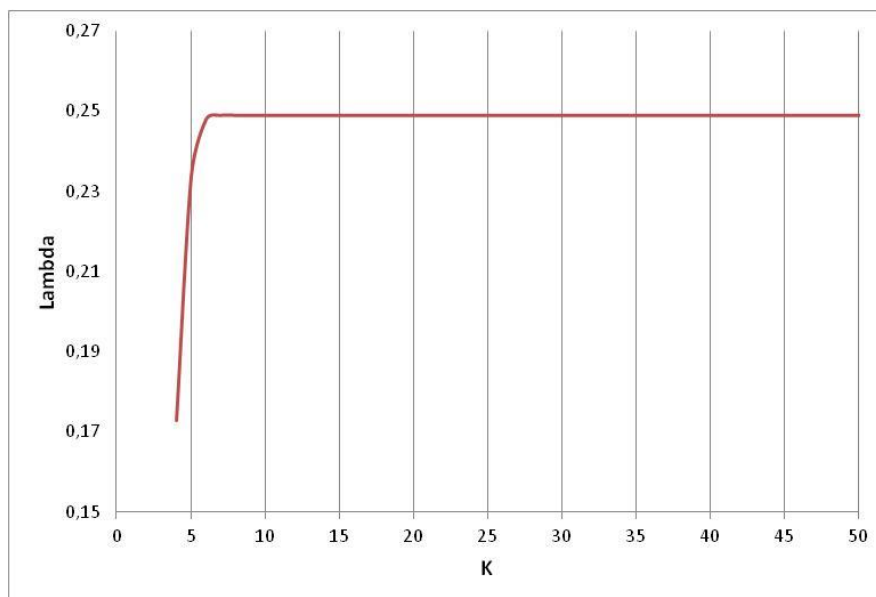


Fig. 47. Variation de l'indice d'abondance lambda en fonction de la valeur de K avec une distribution ZIP.

Le test de Kolmogorov–Smirnov prouve que les distributions des deux échantillons sont significativement différentes (Test de Kolmogorov–Smirnov. $D = 1$; $p < 0,0001$).

Pour la suite des résultats, les modèles avec visites ont une valeur de K égale à 8.

- Une densité de population en diminution

La discrimination par le critère d'AICc du modèle avec visites selon les 3 distributions différentes montre que le modèle utilisant la distribution de Poisson n'est pas adapté ($\Delta > 4$). Les modèles avec visites calculées avec les distributions NB et ZIP présentent un niveau élevé de soutien empirique ($\Delta < 2$) (Tab. VII). Malgré la meilleure position du modèle ZIP au classement du critère d'AICc, le test d'ajustement du χ^2 effectué par bootstrap paramétrique (Tab. VIII) montre que le modèle NB présente le moins de surdispersion (c-chapeau plus proche de 1). C'est pourquoi, il a été choisi de présenter les estimations pour les deux distributions.

Tab. VII. Comparaison des critères d'AICc et de l'estimation des indices d'abondance lambda des modèles NB et ZIP (\pm l'erreur standard (SE)).

modèle avec visites lambda(.,)p(visites)	AICc	Delta_AICc	lambda	SE
ZIP	134,68	0,00	0,238	0,097
NB	135,07	0,39	0,257	0,122

Tab. VIII. Résultats du test d'ajustement du χ^2 par bootstrap paramétrique.

modèle avec visites lambda(.,)p(visites)	p valeur	c-chapeau
ZIP	0,12	1,21
NB	0,32	1,09

Les indices d'abondance lambda et les erreurs standards convertis à l'hectare donnent les résultats suivants :

Pour une distribution NB, la densité de Lézard ocellé sur le littoral aquitain est de $1,03 \pm 0,49$ individus/ha.

Pour une distribution ZIP, la densité de Lézard ocellé sur le littoral aquitain est de $0,95 \pm 0,39$ individus/ha.

De manière générale, ces résultats montrent une diminution de l'abondance par rapport à l'année 2011 qui affichait une densité de $1,72 \pm 0,36$ individus/ha.

3.2.3 Discussion

- Protocole d'échantillonnage

Le déplacement des placettes qui ne présentaient pas un habitat favorable pour le Lézard ocellé est une information qu'il ne faut pas négliger. Ces déplacements sont un indicateur de l'érosion ou d'une perturbation anthropique. Dans le premier cas, cela peut apporter des informations sur l'absence d'individus anciennement présents. Concernant les perturbations anthropiques comme l'agrandissement d'un parking, le déplacement est nécessaire pour pouvoir dissocier un possible effet du changement climatique avec l'impact de la disparition ou de la dégradation d'un milieu.

Les observations effectuées sur les placettes situées au sud de Tarnos ne sont pas représentatives de la densité importante de Lézard ocellé connue dans ce secteur. En effet, aucun individu n'a été observé sur ces placettes. Le suivi effectué entre les deux placettes au sud de Tarnos permet par contre de se rendre compte d'une réelle densité sur ce secteur. En observant ce phénomène, la méthode de suivi peut être débattue. Il est clair que dans ce secteur l'utilisation d'un transect permettrait d'obtenir une meilleure représentation de la densité. Néanmoins, cette technique ne peut être appliquée à l'ensemble du littoral car trop chronophage compte tenu du nombre de placettes à prospecter en 3 mois. De plus, la méthode des placettes de 50x50 m apporte un ratio intéressant entre le temps d'observation et l'identification des données sur l'habitat que la méthode des transects ne peut offrir. Connaissant la territorialité du Lézard ocellé, cette méthode des placettes apporte moins de garanties d'observation que la méthode des transects. Effectivement, il est rare de rencontrer de nombreux individus regroupés en un seul endroit (VICENTE, 1989). Toutefois, l'accumulation des données d'occurrence d'année en année permettra certainement de gommer cet inconvénient.

D'autre part, un juvénile a été observé à environ 600 m des dunes au sein de la forêt de pins dans le secteur de Carcans en Gironde. La présence de ce juvénile peut être due à une dispersion importante de l'individu ou alors à un déplacement depuis une coupe forestière située à proximité. La deuxième hypothèse se base sur l'étude par radiopistage de plusieurs individus réalisée par Cistude Nature en 2011. Cette étude a mis en évidence les forêts claires et les dunes boisées comme des habitats utilisés par le Lézard ocellé (BERRONEAU, 2012).

Le positionnement de placettes à l'intérieur de coupes forestières serait une piste intéressante pour confirmer cette extension. Cela changerait également les potentialités de migration du Lézard ocellé face au changement climatique. Grâce aux résultats obtenus avec le logiciel SODA et en analysant le temps nécessaire à la réalisation de cette saison de suivi, l'ajout d'une dizaine de placettes n'affecterait pas l'exploitabilité des résultats et demanderait seulement deux journées de prospection supplémentaires par session.

- Méthodes d'occupation et N-mélange

Sur l'ensemble du littoral, les noyaux de présence identifiés en 2008 et en 2012 n'ont pas changés à l'exception du nord du littoral girondin (nord de Montalivet) où aucune observation directe n'a été faite en 2017. Cette dynamique suivrait le phénomène de repli vers le sud du Lézard ocellé décrit par Thirion *et al.* (2002) à cause du phénomène important d'érosion subit ces dernières années sur la pointe du Verdon (BULTEAU *et al.*, 2014). Toutefois, la présence d'indices indirects au niveau de 2 placettes situées au sud de l'anse du Gulp laisse supposer que des individus occupent encore ce secteur.

La méthode d'occupation à une saison effectuée sur les placettes montre une probabilité d'occupation de 0,17 et une probabilité de détection de 0,53. Cette probabilité d'occupation semble sous-estimer la présence du Lézard ocellé sur le littoral. Les calculs ont été réalisés sur la base du faible nombre d'observations directes (19), ce qui peut expliquer ce résultat très en dessous de la valeur attendue. La méthode d'occupation à une saison prenant en compte les observations indirectes certaines et incertaines (traces et fèces) montre à l'inverse une probabilité d'occupation relativement élevée ($\psi = 0,67$), ainsi qu'une faible probabilité de détection ($p = 0,28$).

Cette opposition de résultats est à comparer avec les histoires de détection lorsqu'elles sont directes et indirectes. En effet, lorsqu'un individu est détecté une première fois, il est souvent détecté lors des passages suivants du fait du caractère territorial de l'espèce, contrairement aux traces et aux fèces qui ne sont pas systématiquement observées à chaque passage. Il est clair que la méthode utilisant les observations directes démontre plus de solidité par rapport à la méthode basée sur les indices de présence. La prise en compte des indices de présence n'évalue pas les placettes de la même manière dans la mesure où les traces sont visibles seulement sur substrat sableux et indétectables lorsqu'il y a de la végétation, des pierres ou des blocs de béton et hors épisodes pluvieux et/ou venteux.

La méthode d'occupation dynamique a permis de mettre en évidence une diminution des placettes occupées tout en révélant une augmentation de la probabilité de détection. Malgré l'utilisation d'un nombre de placettes plus restreint pour analyser les données d'occurrence des différentes années, les résultats semblent plus appropriés que ceux des méthodes d'occupation à une saison. Cette diminution peut être expliquée par la tempête de fin décembre 2013 sur le littoral et en particulier dans la partie nord (BULTEAU *et al.*, 2014). L'érosion intense de certaines parties dunaires aurait dégradé l'habitat d'individus qui n'auraient pas réussi à survivre.

Avec une variation importante des naissances chaque année (5 à 25 œufs), la méthode d'occupation dynamique paraît la plus appropriée d'un point de vue écologique pour prendre en compte cet aspect (KERY & CHANDLER, 2016). De plus, cette méthode semble la plus indiquée pour analyser l'influence de la température et de l'humidité sur la présence du Lézard ocellé sur le long terme. De nombreuses études ont montré l'efficacité de ces méthodes d'occupation dans le but d'analyser la répartition d'une espèce mais elles restent toutefois limitées concernant la prédiction des effets du changement climatique (KERY *et al.*, 2013) sur la biodiversité. Cette approche de modélisation est plus complexe et demande une intégration plus poussée de la niche écologique de l'espèce.

Les résultats obtenus concernant l'abondance du Lézard ocellé sur le littoral aquitain montre une diminution de 33 à 46 % de la densité par rapport aux suivis précédents. Ce résultat inquiétant est à relativiser car le modèle utilisé ne prenait pas en compte les observations indirectes qui prouvent la présence d'autres individus sur le littoral.

La recherche d'une valeur optimale de K est très importante afin d'estimer correctement l'abondance (DENNIS *et al.*, 2015). De plus, l'utilisation des distributions NB et ZIP sont intéressantes lorsque les données présentent de nombreux zéros. Le modèle NB montre un résultat moins alarmant que la méthode ZIP mais la méthode NB présente des limites d'ajustement sous le package unmarked (KERY & ROYLE, 2015). La méthode ZIP quant à elle est une alternative très intéressante lorsque les données présentent de nombreux zéros, cependant ce principe peut donner des valeurs d'abondance irréalistes (JOSEPH *et al.*, 2009). Il faut donc interpréter ces résultats avec précautions et ne jamais oublier les caractéristiques écologiques de l'espèce.



- Perspectives

Une étude réalisée par Graae *et al.* (2012) montre que l'utilisation de stations météorologiques installées à environ 1 mètre du sol ne permet pas à elle seule d'apporter des données suffisantes pour étudier la réponse des espèces tels que les reptiles face au changement climatique. Effectivement, ils montrent la nécessité de développer les études liées à la température du sol qui est le premier élément en contact avec l'espèce. Les différences de température entre le sol et l'air situé 1 mètre au-dessus peuvent être assez grandes. Il est donc nécessaire de réfléchir à analyser ces paramètres afin de dissocier les variables climatiques et les variables environnementales. Ceci permettra d'observer s'il y a bien un effet significatif des variations climatiques sur la présence du Lézard ocellé au sein de son habitat.

Dans ce sens, le suivi du Lézard ocellé va être couplé avec une étude écophysiological ; cette étude visant à modéliser les variations thermiques d'un Lézard ocellé lorsqu'il se trouve sous et à la surface du sol n'a pas pu être mise en place en même temps que le suivi des placettes mais il sera essentiel d'intégrer les résultats du suivi 2017 dans cette étude lancée en 2018.

Ce suivi des placettes va donc se poursuivre en saison prochaine pour produire des indices annuels d'abondance et de répartition pour comparaison sur le long terme. Les analyses devront porter sur la mise en place d'une méthode efficace permettant de vérifier les liens entre de potentielles variations de répartition / abondance et les variations climatiques ; l'un des constats attendus étant la possible disparition de certaines populations par changement brutal du milieu (intempéries, érosion massive et soudaine).

4. Indicateurs biologiques des écosystèmes secs

4.1 Communautés végétales des pelouses sèches calcicoles

Auteurs : Kévin Romeyer, Anthony Le Fouler, Contributeur : Grégory Caze

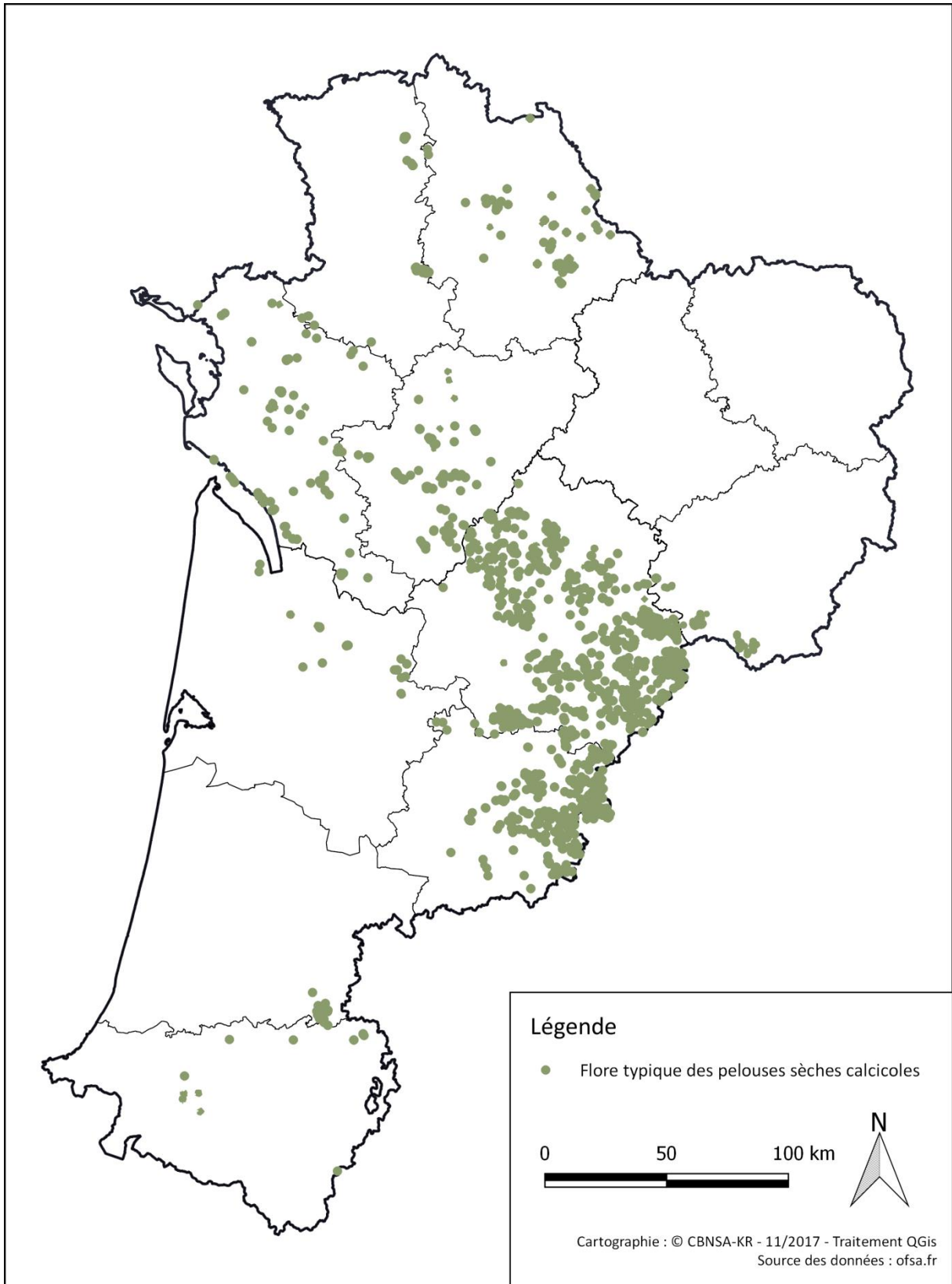
Les pelouses sèches sur substrats calcaires hébergent une flore thermophile et xérophile avec de nombreuses espèces patrimoniales au niveau régional (*Rhaponticum coniferum*, *Dorycnium pentaphyllum*, *Argyrolobium zanonii*, *Stipa gallica*) et national (*Anthericum liliago*, *Sideritis hyssopifolia* subsp. *guillonii*), souvent d'affinités méditerranéennes. Ces végétations vivaces sont adaptées à des sols maigres, pauvres en nutriments, en stations souvent pentues et supportant un déficit hydrique important en période estivale (BOULLET & GEHU, 1984 ; ROYER, 1984). Toutefois, sujettes à l'abandon de pratiques agricoles et à l'eutrophisation, elles ont fortement régressé ces dernières décennies au profit de communautés plus eutrophiles ou de fourrés denses, dont certaines de manières irréversibles (LE FOULER, 2013). Dans le contexte du changement climatique, ces pelouses encore bien exprimées pourraient connaître une importante modification de leur cortège (MAALOUF, 2012) sur plusieurs aspects : l'apparition et la propagation d'espèces méditerranéennes typiques (GRILLET *et al.*, 2006 ; VENNETIER & RIPERT, 2010) et le développement de cortèges d'espèces annuelles au profit des vivaces (LAVOREL & GARNIER, 2002 ; ZWICKE, 2013).

Pour identifier et mesurer les effets du changement climatique sur les communautés végétales de pelouses calcaires, l'objectif est de suivre dans le temps et dans l'espace : 1- leur structure (types biologiques dominants, hauteur, recouvrement) et 2- leur composition floristique (diversité spécifique, cortèges indicateurs, fréquence relative des espèces, spectre chorologique).

4.1.1 Matériel et méthodes

- Sélection des sites

En région Nouvelle-Aquitaine, les communautés végétales de pelouses sèches calcicoles sont relativement fréquentes et bien exprimées sur les coteaux calcaires ou marneux du Lot-et-Garonne, de la Dordogne et de la Charente. Elles deviennent plus rares et appauvries floristiquement vers le sud-ouest et le nord de la région où elles se cantonnent à des buttes exposées au sud (Fig. 48). Néanmoins, si les patchs bien exprimés de pelouses sont nombreux et garantissent l'expression d'une flore intéressante, ils occupent rarement de grandes surfaces (supérieure à 0,5 ha) et sont généralement en mosaïque avec des végétations plus évoluées dynamiquement d'ourlets et de fourrés (obs. CBNSA).



Zones d'expression des communautés végétales de pelouses sèches calcicoles (d'après 4 espèces caractéristiques)

Fig. 48. Situation géographique des zones d'expression des communautés végétales des pelouses sèches calcicoles en Nouvelle-Aquitaine.

L'identification des sites de suivi favorables s'appuie, d'une part sur la présence de la flore caractéristique des pelouses sèches calcicoles relevant du *Xerobromion erecti* (Braun-Blanquet & Moor 1938) Moravec 1967 ou du *Mesobromion erecti* Braun-Blanquet & Moor 1938 renseignées dans l'Observatoire de la Biodiversité Végétale de Nouvelle-Aquitaine (OBV atlas en ligne : ofsa.fr) (Fig. 48), et sur les connaissances et prospections de partenaires/gestionnaires d'autre part. L'étude de la bibliographie a permis de tenir compte de la variabilité et de la répartition des communautés végétales de pelouses (ROYER, 1982 ; BOULLET & GEHU, 1984 ; ROYER, 1984 ; LAMOTHE & BLANCHARD, 2005 ; LE FOULER, 2013 ; ABADIE *et al.*, 2014 ; FY & BISSOT, 2014).

Ensuite, l'utilisation d'indices d'état ont permis de sélectionner les habitats les plus favorables, c'est-à-dire dans un bon état de conservation. Ces indices sont les suivants :

- niveau faible de dérive trophique, basé sur la fréquence relative des espèces eutrophes au sein du tapis végétal (ex : *Senecio vulgaris*, *Sonchus asper*) ;
- fermeture limitée du milieu, basée sur la fréquence relative et le recouvrement d'espèces de stades dynamiques ultérieurs aux pelouses (ex : *Brachypodium rupestre*, *Origanum vulgare*, *Juniperus communis*) ;
- recouvrement de sol nu, basé sur le pourcentage de recouvrement du sol nu et la proportion entre plantes annuelles et plantes vivaces.
- limitation de perturbations : eutrophisation, surpâturage, exploitation calcaire etc.

Enfin, pour la mise en place de suivis à long terme et l'isolement du facteur climatique, la dimension foncière et paysagère des sites est essentielle en plus de leur bon état de conservation. Ainsi, les sites sont distants d'au moins de 50 mètres de toutes activités anthropiques et bénéficient d'une gestion écologique constante (MALLARD, 2016b).

Dans le cadre du schéma pluriannuel de suivi des habitats d'intérêts communautaires (HIC) mis en place par le CBN Sud-Atlantique sur son territoire d'agrément (LE FOULER & CAZE, 2012), les habitats de pelouses sèches font l'objet d'un suivi régulier pour l'évaluation de l'état de conservation à travers le réseau Natura 2000 (LE FOULER, 2013). L'existence préalable d'un tel réseau de sites de suivi des communautés végétales dans les ex-régions Aquitaine et Poitou-Charentes (Annexe 5), reposant sur des méthodes et paramètres compatibles (structure, composition floristique et recouvrement de chaque communauté) avec ceux exposés ici (ROYER, 1982 ; BOULLET & GEHU, 1984 ; ROYER, 1984 ; LAMOTHE & BLANCHARD, 2005 ; LE FOULER, 2013 ; ABADIE *et al.*, 2014 ; FY & BISSOT, 2014), permet de mutualiser une partie des dispositifs mis en place et de bénéficier de données historiques sur ces communautés. En Aquitaine, 52 dispositifs de suivi ont ainsi été matérialisés en 2013 sur 27 sites différents (LE FOULER, 2013), répartis essentiellement dans l'extrême est de l'ex-région (Dordogne et Lot-et-Garonne), correspondant aux zones d'expression optimales des pelouses (surfaces importantes et peu fragmentées, cortèges caractéristiques bien développés). En Poitou-Charentes, ce sont 212 dispositifs de suivi qui ont été matérialisés entre 2012 et 2014, surtout en Charente (ROYER, 1982 ; BOULLET & GEHU, 1984 ; ROYER, 1984 ; LAMOTHE & BLANCHARD, 2005 ; LE FOULER, 2013 ; ABADIE *et al.*, 2014 ; FY & BISSOT, 2014).

La sélection de nouveaux sites avec une répartition représentative des coteaux à l'échelle de la région Nouvelle-Aquitaine est essentielle pour l'étude de cet habitat en lien avec le changement climatique afin de tenir compte de la variabilité des communautés. Ainsi, la mise en place de suivis hors de la zone d'expression optimale s'effectue, d'une part selon un gradient de pluviosité (Données AURELHY par Météo France) et donc d'appauvrissement en espèces de pelouses très sèches, soit dans des secteurs plus à l'ouest et au sud (Gironde et Pyrénées-Atlantiques) ; et d'autre part selon un gradient thermique et donc d'appauvrissement en espèces thermophiles dans des secteurs plus au

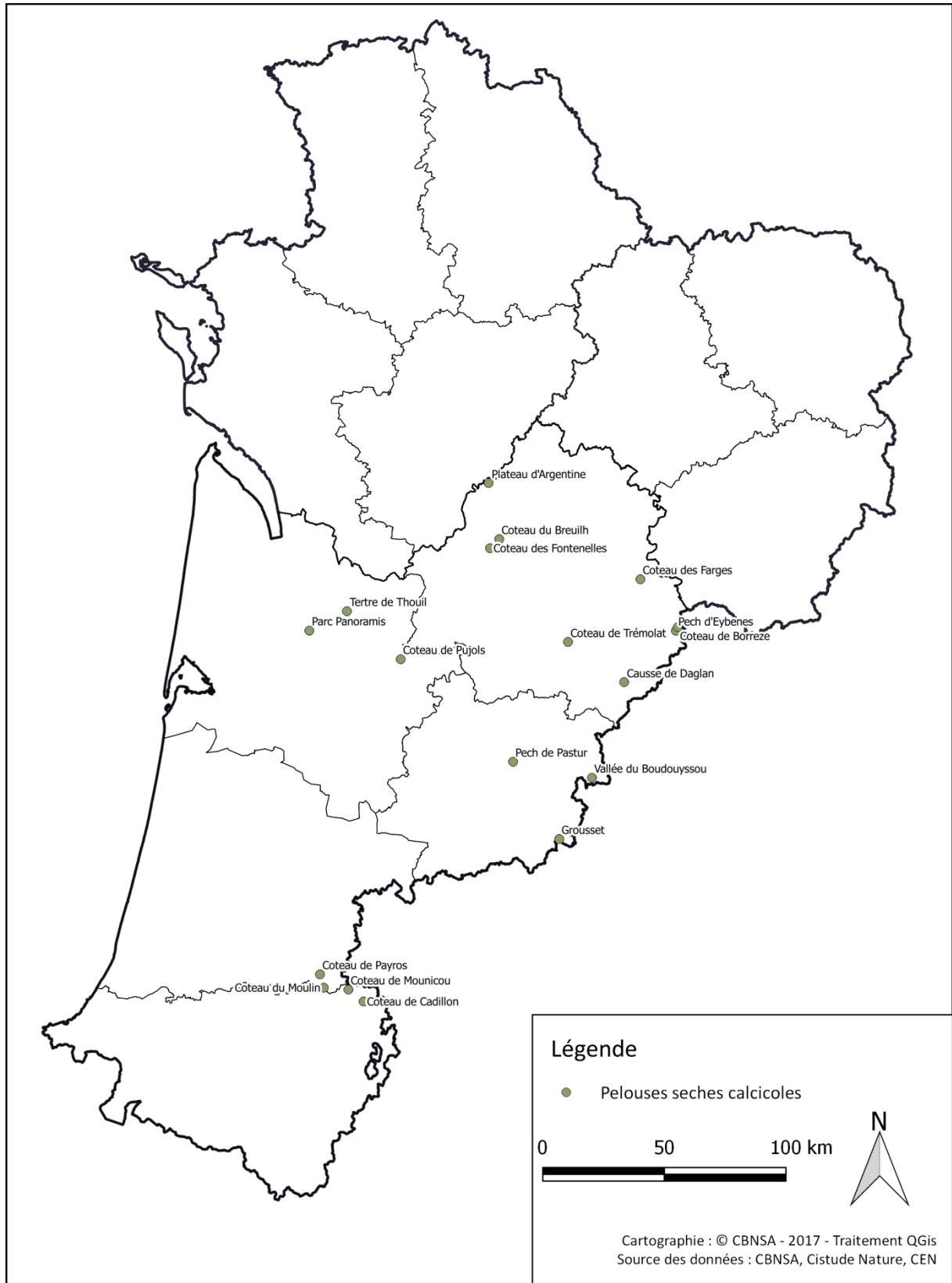
nord (Deux-Sèvres, Vienne). Cela devrait permettre de détecter des variations de cortèges (ex : enrichissement en espèces xéro-thermophiles) dans les différentes zones suivies.

- **Description des sites choisis**

En 2017, la sélection définitive des sites et les suivis ont été réalisés uniquement à l'échelle de l'Aquitaine. Au total, 18 sites comportent des dispositifs de suivi des communautés végétales (Fig. 49). Ils ont tous fait l'objet d'un suivi protocolé ainsi que d'un inventaire de la flore et des végétations en 2017, et en 2013 pour certains d'entre eux (LE FOULER, 2013).

Ces suivis de communautés végétales sont réalisés en parallèle de suivis sur les cortèges de lépidoptères de pelouses calcicoles (§4.2). Les sites de suivis sont ainsi mutualisés et leurs caractéristiques (dénomination, commune, superficie, statut, gestionnaire etc.) sont détaillées plus loin.

Les cartes de localisation des dispositifs de suivi sur les sites sont présentées en Annexe 6.



Sites de suivi des communautés végétales de pelouses sèches calcicoles

Fig. 49. Situation géographique des sites de suivi de communautés végétales des pelouses sèches calcicoles.

• Définition et positionnement des points d'échantillonnage

Le suivi des communautés végétales de pelouses sèches calcicoles en lien avec les évolutions climatiques reprend les principes d'échantillonnage élaborés pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats d'intérêts communautaires (HIC) pour ces mêmes milieux (LE FOULER, 2013). Il s'agit d'un système d'échelles emboîtées permettant des analyses complémentaires et une vision représentative des sites du point de vue floristique, structurale et dynamique :

- échelle du site de coteau, soit plusieurs hectares ;
- échelle du complexe pelousaire par un quadrat paysager de 25 m de côté ;
- échelle de la communauté végétale par un quadrat de fréquence de 4 m de côté.

Les données à l'échelle du coteau peuvent être obtenues via des photographies aériennes (couleurs normales et infra-rouge) et ne nécessitent pas d'instrumentalisation sur le site. A moyen terme, des méthodes numériques de segmentation des photographies aériennes pourraient être exploitées (Colloque CarHab, 2017, comm. orale). De même, l'utilisation de drones fournissant des images haute définition pour des sites d'une surface restreinte, comme c'est le cas ici, forme une piste intéressante pour la réalisation de micro-cartographies des végétations.

Les données concernant le complexe pelousaire sont obtenues à l'aide d'un quadrat paysager de 25 m de côté. Après des tests sur le terrain (LE FOULER, 2013), cette surface de 625 m² semble être le meilleur compromis pour apprécier la mosaïque des communautés végétales sans pour autant être trop grande et empêcher l'observateur d'avoir une vision complète de la zone.

Le positionnement du quadrat paysager est défini après visite du coteau et identification des zones où l'habitat de pelouses sèches est bien exprimé ; il est placé dans une de ces zones, en veillant à avoir également un aperçu des végétations en dynamique et en contact avec les pelouses. Les situations atypiques sont à éviter, l'objectif étant d'être représentatif de l'état du complexe pelousaire sur un site. Le géoréférencement du quadrat est déterminé sur le terrain avec un GPS submétrique par les coordonnées de ses 4 sommets. Le temps de la lecture, il est matérialisé par des piquets temporaires aux 4 sommets et reliés par une rubalise ou un décamètre.

Les données concernant la communauté végétale sont obtenues à l'aide d'un quadrat de fréquence permanent de 4 m de côté à l'intérieur du quadrat paysager. L'aire minimale pour l'étude des pelouses sèches étant estimée autour de 20 m² (BOUZILLE, 2007 ; ROYER, 2009), la surface de 16 m² de ce quadrat apparaît réduite mais compensée par l'utilisation complémentaire du quadrat paysager. D'après des travaux universitaires (ALARD, 2001), la lecture du quadrat de fréquence s'effectue par l'intermédiaire de 16 quadrats élémentaires de 25 cm de côté.

Le positionnement du quadrat de fréquence à l'intérieur du quadrat paysager correspond généralement au centroïde du quadrat paysager mais peut être adapté à une zone plus adéquate où la communauté de pelouse est bien exprimée (Fig. 50). L'orientation du quadrat se fait dans la direction de plus grande pente, soit vers le nord ou vers le haut du coteau. Son géoréférencement est déterminé sur le terrain par les coordonnées de son centroïde. Dans l'objectif d'un suivi à moyen/long terme (plusieurs décennies) et afin d'assurer la relocalisation précise et la pérennité du dispositif, le quadrat de fréquence est délimité à ses sommets par 4 tiges métalliques (acier ou inox) enterrées et affleurant à la surface du sol. Un détecteur de champs magnétiques est nécessaire pour retrouver la position des tiges. Le temps de la lecture, le quadrat est matérialisé par des piquets temporaires aux 4 sommets et reliés par une corde ou rubalise.

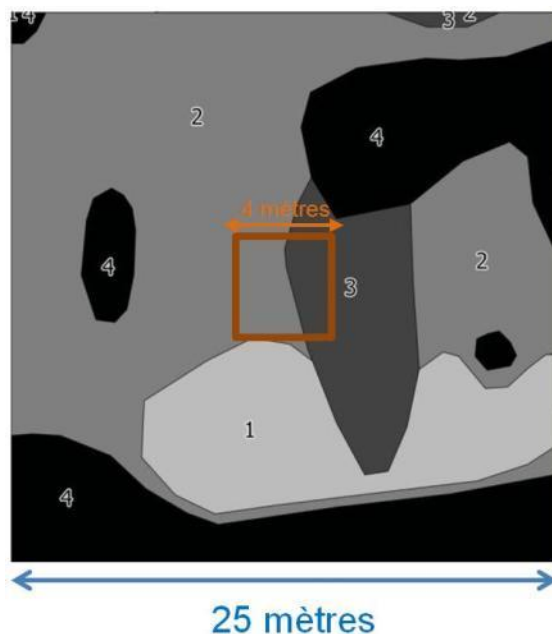


Fig. 50. Schéma de positionnement théorique des quadrats de pelouses sèches.

La durée de mise en place et de relocalisation des quadrats sur un coteau est estimée à environ 1h. La durée de lecture des 2 types de quadrat n'est pas limitée et peut être estimée autour de 2 à 3h.

Les caractéristiques de l'ensemble des dispositifs mis en place sur les sites de pelouses sèches sont présentées ci-après (Tab. IX). Ce tableau synthétise, par site, le code du suivi utilisé, les types de dispositifs, leur surface respective et leurs coordonnées GPS au format WGS 84. Pour les quadrats paysagers, les coordonnées présentées correspondent aux 4 sommets théoriquement dans cet ordre : nord-ouest / nord-est / sud-est / sud/ouest (en pente exposée au sud) ; pour les quadrats de fréquence, elles correspondent au centroïde s'il n'y a qu'une seule ligne et aux 4 sommets s'il y a 4 lignes dans le tableau (cas du Coteau de Grousset).

Tab. IX. Caractéristiques des dispositifs de suivi de pelouses sèches par site

Dép.	Dénomination sites	Code suivi flore	Type dispositif	Surface (en m ²)	Latitude	Longitude
24	Causse de Daglan	20130625-ALF01Q	Quadrat de fréquence	16	██████	██████
24	Causse de Daglan	20130625-ALF01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
24	Causse de Daglan	20130625-ALF01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
24	Causse de Daglan	20130625-ALF01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
24	Causse de Daglan	20130625-ALF01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
24	Cingle de Trémolat	20170616-JCA01Q	Quadrat de fréquence	16	██████	██████
24	Cingle de Trémolat	20170616-JCA01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
24	Cingle de Trémolat	20170616-JCA01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
24	Cingle de Trémolat	20170616-JCA01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
24	Cingle de Trémolat	20170616-JCA01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
24	Coteau de Borrèze	20130626-ALF01QC	Quadrat de fréquence	16	██████	██████
24	Coteau de Borrèze	20130626-ALF01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
24	Coteau de Borrèze	20130626-ALF01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
24	Coteau de Borrèze	20130626-ALF01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████



les sentinelles du climat

Dép.	Dénomination sites	Code suivi flore	Type dispositif	Surface (en m ²)	Latitude	Longitude
24	Coteau de Borrèze	20130626-ALF01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
64	Coteau de Cadillon	20170621-KR01Q	Quadrat de fréquence	16	██████	██████
64	Coteau de Cadillon	20170621-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
64	Coteau de Cadillon	20170621-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
64	Coteau de Cadillon	20170621-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
64	Coteau de Cadillon	20170621-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
47	Coteau de Grousset	20170601-EV01Q	Quadrat de fréquence	16	██████	██████
47	Coteau de Grousset	20170601-EV01Q	Quadrat de fréquence	16	██████	██████
47	Coteau de Grousset	20170601-EV01Q	Quadrat de fréquence	16	██████	██████
47	Coteau de Grousset	20170601-EV01Q	Quadrat de fréquence	16	██████	██████
47	Coteau de Grousset	20170601-EV01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
47	Coteau de Grousset	20170601-EV01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
47	Coteau de Grousset	20170601-EV01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
40	Coteau de Grousset	20170601-EV01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
40	Coteau de Moulin	20130621-ALF01Q	Quadrat de fréquence	16	██████	██████
40	Coteau de Moulin	20130621-ALF01QP	Quadrat paysager	625	██████	██████
40	Coteau de Moulin	20130621-ALF01QP	Quadrat paysager	625	██████	██████
40	Coteau de Moulin	20130621-ALF01QP	Quadrat paysager	625	██████	██████
40	Coteau de Moulin	20130621-ALF01QP	Quadrat paysager	625	██████	██████
64	Coteau de Mounicou	20170621-KR02Q	Quadrat de fréquence	16	██████	██████
64	Coteau de Mounicou	20170621-KR02Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
64	Coteau de Mounicou	20170621-KR02Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
64	Coteau de Mounicou	20170621-KR02Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
64	Coteau de Mounicou	20170621-KR02Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
40	Coteau de Payros	20130620-ALF01Q	Quadrat de fréquence	16	██████	██████
40	Coteau de Payros	20130620-ALF01QP	Quadrat paysager	625	██████	██████
40	Coteau de Payros	20130620-ALF01QP	Quadrat paysager	625	██████	██████
40	Coteau de Payros	20130620-ALF01QP	Quadrat paysager	625	██████	██████
40	Coteau de Payros	20130620-ALF01QP	Quadrat paysager	625	██████	██████
33	Coteau de Pujols	20170512-KR01Q	Quadrat de fréquence	16	██████	██████
33	Coteau de Pujols	20170512-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
33	Coteau de Pujols	20170512-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
33	Coteau de Pujols	20170512-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
33	Coteau de Pujols	20170512-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
24	Coteau des Farges	20170522-KR01Q	Quadrat de fréquence	16	██████	██████
24	Coteau des Farges	20170522-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
24	Coteau des Farges	20170522-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
24	Coteau des Farges	20170522-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
24	Coteau des Farges	20170522-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
24	Coteau des Fontenelles	20170523-KR01Q	Quadrat de fréquence	16	██████	██████
24	Coteau des Fontenelles	20170523-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
24	Coteau des Fontenelles	20170523-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████



les sentinelles du climat

Dép.	Dénomination sites	Code suivi flore	Type dispositif	Surface (en m ²)	Latitude	Longitude
24	Coteau des Fontenelles	20170523-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
24	Coteau des Fontenelles	20170523-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
24	Coteau du Breuilh	20170704-KR01Q	Quadrat de fréquence	16	██████	██████
24	Coteau du Breuilh	20170704-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
24	Coteau du Breuilh	20170704-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
24	Coteau du Breuilh	20170704-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
24	Coteau du Breuilh	20170704-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
33	Parc Panoramis	20170615-KR01Q	Quadrat de fréquence	16	██████	██████
33	Parc Panoramis	20170615-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
33	Parc Panoramis	20170615-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
33	Parc Panoramis	20170615-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
33	Parc Panoramis	20170615-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
47	Pech de Pastur	20170531-KR01Q	Quadrat de fréquence	16	██████	██████
47	Pech de Pastur	20170531-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
47	Pech de Pastur	20170531-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
47	Pech de Pastur	20170531-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
47	Pech de Pastur	20170531-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
24	Pech d'Eybènes	20130626-ALFQ2	Quadrat de fréquence	16	██████	██████
24	Pech d'Eybènes	20130626-ALFQ2	Quadrat paysager	625	██████	██████
24	Pech d'Eybènes	20130626-ALFQ2	Quadrat paysager	625	██████	██████
24	Pech d'Eybènes	20130626-ALFQ2	Quadrat paysager	625	██████	██████
24	Pech d'Eybènes	20130626-ALFQ2	Quadrat paysager	625	██████	██████
24	Plateau Argentine	20130530-ALF01Q	Quadrat de fréquence	16	██████	██████
24	Plateau Argentine	20130530-ALF01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
24	Plateau Argentine	20130530-ALF01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
24	Plateau Argentine	20130530-ALF01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
24	Plateau Argentine	20130530-ALF01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
33	Tertre de Thouil	20170616-KR01Q	Quadrat de fréquence	16	██████	██████
33	Tertre de Thouil	20170616-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
33	Tertre de Thouil	20170616-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
33	Tertre de Thouil	20170616-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
33	Tertre de Thouil	20170616-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
47	Vallée du Boudouyssou	20130611-ALF01Q	Quadrat de fréquence	16	██████	██████
47	Vallée du Boudouyssou	20130611-ALF01QP	Quadrat paysager	625	██████	██████
47	Vallée du Boudouyssou	20130611-ALF01QP	Quadrat paysager	625	██████	██████
47	Vallée du Boudouyssou	20130611-ALF01QP	Quadrat paysager	625	██████	██████
47	Vallée du Boudouyssou	20130611-ALF01QP	Quadrat paysager	625	██████	██████

- Méthodes de relevés et détermination des espèces et des communautés végétales

Le protocole de suivi des pelouses sèches dépend de l'échelle spatiale considérée.

A l'échelle du coteau, le but est de suivre l'évolution de la surface occupée par les ligneux, témoins directe de la régression/progression des pelouses et plus généralement des habitats ouverts. Pour cela, une analyse diachronique du recouvrement des ligneux est réalisée sur la base des photographies aériennes en couleurs et en infra-rouge (BD Ortho et IRC de l'IGN) prises à des dates plus ou moins éloignées dans le temps (2 ans minimum).

A l'échelle du quadrat paysager, le but est de suivre l'évolution du complexe pelousaire en termes de structure et de dynamique de végétation. Pour mener ce travail, la phytosociologie sigmatiste est retenue car elle est basée sur une démarche rigoureuse et éprouvée, dotée d'un référentiel structuré et régulièrement mis à jour aux échelles internationale, nationale et régionale (WEBER *et al.*, 2000 ; BARDAT *et al.*, 2004 ; LAFON *et al.*, 2017). La démarche de réalisation de relevés phytosociologiques est explicitée plus haut.

D'autre part, la phytosociologie paysagère ou symphytosociologie est utilisée afin de lister et proportionner les différentes communautés au sein du quadrat. Ici, seule l'homogénéité des conditions écologiques est recherchée (pente, orientation, substrat) pour réaliser un relevé (DELBOSC, 2015). La liste exhaustive des groupements végétaux présents est notée, auxquels sont associés un coefficient de recouvrement ainsi qu'un indice d'agrégation (isolé, plus ou moins fragmenté, étendu). Le relevé symphytosociologique, ou synrelevé, permet de rendre compte de l'organisation spatiale des groupements et est accompagné d'un croquis (Fig. 51). Ces relevés peuvent être rattachés, directement ou *a posteriori*, à une série dynamique de végétation existante ou à définir (DELBOSC, 2015).

En plus, des photos des communautés inventoriées sont réalisées pour conserver une vision physionomique de celles-ci et aider dans l'interprétation des données.

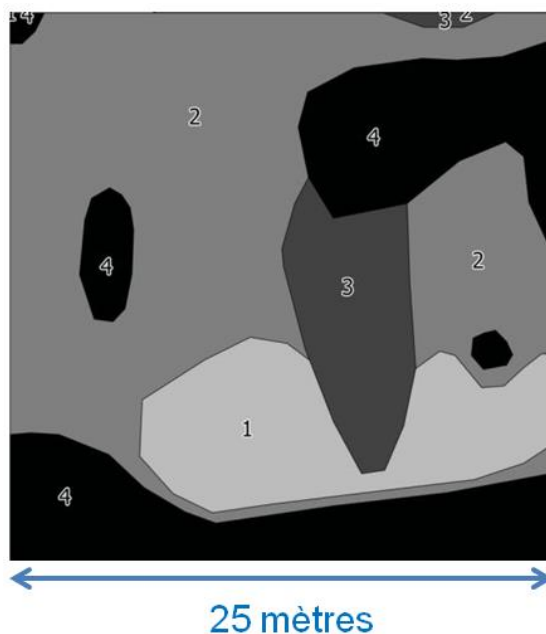


Fig. 51. Schéma d'organisation spatiale des communautés au sein du quadrat paysager.

A l'échelle du quadrat de fréquence, le but est de suivre l'évolution de la structure et de la composition de la communauté de pelouse à un niveau fin de précision. Pour cela, ce quadrat est subdivisé en 16 quadrats élémentaires de 25 cm de côté (Fig. 52). Un relevé exhaustif de la flore est réalisé en présence/absence au sein de chacun des quadrats élémentaires avec notation de la hauteur moyenne et du recouvrement des différentes strates présentes. En plus, un relevé complémentaire est réalisé, également en présence/absence, à l'échelle du quadrat de fréquence pour noter les espèces non contactées dans les 16 quadrats élémentaires. Cette méthode présente l'avantage de pouvoir s'abstenir d'une estimation des coefficients de recouvrement, une variable sujette au biais d'interprétation des données engendré par la diversité des observateurs et empêchant la détection de changements subtils dans la composition floristique du tapis végétal étudié (ALARD, 2001 ; LE FOULER, 2013 ; FY & BISSOT, 2014).

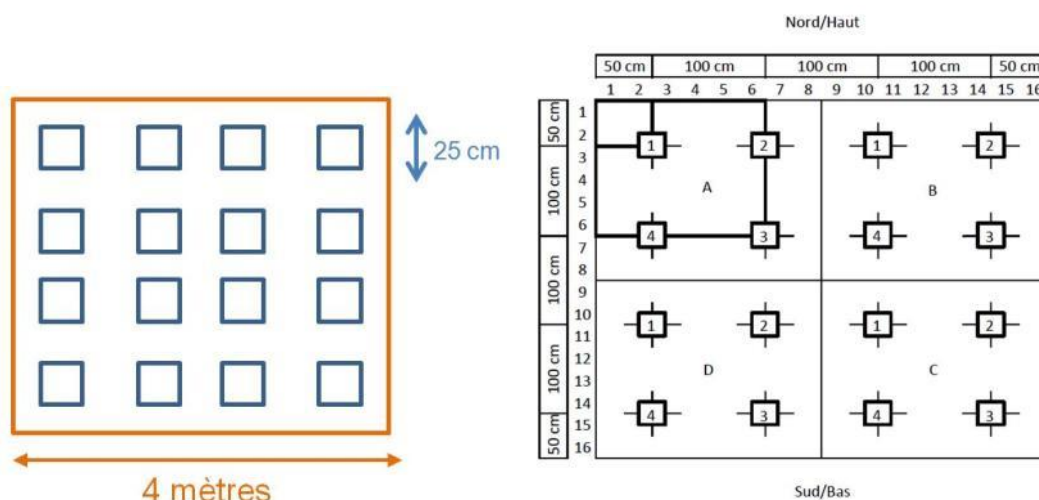


Fig. 52. Schéma d'organisation théorique des quadrats élémentaires au sein du quadrat de fréquence.

Afin de faciliter la relocalisation des dispositifs, des photos avec prises de vue depuis les 4 sommets et les 4 côtés du quadrat paysager et surtout du quadrat de fréquence, pendant que les dispositifs de lecture sont en place, doivent être réalisées.

La détermination des espèces végétales non-identifiées peut s'effectuer directement sur le terrain à l'aide d'une flore et d'une loupe (x10 minimum). Dans le cas de critères délicats à appréhender *in situ*, l'identification se fera ultérieurement en laboratoire, avec un matériel adéquat (loupe binoculaire, microscope, etc.), sur des échantillons prélevés hors de la zone d'étude. Concernant les espèces rares ou protégées, la détermination devra se faire autant que possible sur photos ou *in situ* sans prélèvement.

Pour l'étude des végétations de pelouses, le champ d'investigation taxonomique concerne uniquement les spermatophytes et ptéridophytes, excluant donc les bryophytes et lichens trop complexes à appréhender. Le référentiel taxonomique suivi est la version la plus récente de TaxRef (actuellement version 9, (GARGOMINY *et al.*, 2015). Les flores utilisées sont diverses : Flora Gallica (TISON *et al.*, 2014a), Flore de Dordogne (BEDE *et al.*, 2014), Flore du Pays Basque et des régions limitrophes (AIZPURU *et al.*, 1999), Flore de France méditerranéenne continentale (TISON *et al.*, 2014b), Flore descriptive et illustrée de la France, de la Corse et des contrées limitrophes (Tomes 1 à 3) (COSTE, 1901 ; COSTE & FLAHAULT, 1903 ; COSTE & FLAHAULT, 1906).

Le référentiel syntaxonomique des végétations utilisé est celui du CBNSA, version du 19/09/2017 (LAFON *et al.*, 2017).

Afin de maintenir de la clarté dans la lecture, les autorités des syntaxons cités ne seront notées que lors de la première mention (ex : *Xerobromion erecti* (Braun-Blanquet & Moor 1938) Moravec 1967 puis *Xerobromion erecti*).

Pour la mise en place et la lecture d'une placette de suivi de pelouses, le matériel requis est le suivant :

- tiges en métal (inox ou acier) x 4 par quadrat ;
- appareil GPS (GPS submétrique si possible) ;
- piquets fins en bois (8 minimum) ;
- corde tressée ou rubalise (120 m minimum) ;
- détecteur de champs magnétiques ;
- marteau ;
- quadrats en carton, plastique ou bois (25cm de côté) (Fig. 53) ;
- décimètre (50m) ;
- appareil photo.



Fig. 53. Photo du quadrat élémentaire utilisé pour les pelouses sèches (25cm de côté).

• Période optimale de suivi

Les pelouses sèches d'Aquitaine connaissent leur optimum phénologique entre mi-mai et fin juin ; c'est-à-dire la période durant laquelle la majorité du cortège floristique est au stade de floraison. Afin de noter et pouvoir identifier le maximum d'espèces, les inventaires et suivis doivent s'effectuer durant cette période comme l'atteste diverses études (ROYER, 1982 ; BOULLET & GEHU, 1984 ; ROYER, 1984 ; LE FOULER, 2013 ; FY & BISSOT, 2014). En 2017, les suivis ont été menés du 12 mai au 7 juillet.

- **Nombre de campagne de relevés**

Une seule campagne de relevés est réalisée pour chaque année de suivi. En effet, la quasi-totalité du cortège floristique étant observable dans le cas d'une lecture pendant la période phénologique optimale, la réalisation de plusieurs campagnes n'offre qu'un intérêt limité.

Les pelouses sèches pouvant être un habitat relativement dynamique si les conditions de gestion changent ou en cas d'aléas climatiques extrêmes tels qu'une forte sécheresse ou canicule (MAALOUF, 2012), le délai entre chaque campagne de suivis est fixé à 2 ans, soit en 2017, 2019 et 2021. En fonction des premières analyses et retours d'expérience, ce délai pourra être rehaussé. En effet, les impacts du changement climatique sur cet habitat intervenant à une échelle de temps bien plus large, des suivis trop rapprochés ont peu d'intérêt.

- **Fiche de relevés**

Pour les suivis de pelouses calcicoles, 2 types de fiches sont utilisés sur le terrain (Annexe 7) :

- fiche de renseignement par quadrat de fréquence (liste d'espèces, stratification) ;
- fiche d'évaluation pour quadrat paysager (inventaire symphytosociologique, inventaire floristique complémentaire, altérations, perspectives).

4.1.2 Résultats et états de référence des sites

En ce qui concerne le volet flore et végétations des suivis de pelouses sèches calcicoles, l'objectif était d'avoir un état de référence sur la structure, la composition floristique et la dynamique des communautés végétales pour chaque site. L'année 2017 était donc consacrée :

- à la mise en place et au géoréférencement des dispositifs de suivi ;
- au test des protocoles sur le terrain ;
- à une première lecture standardisée ;
- à l'inventaire floristique des sites ;
- à l'inventaire des végétations des sites.

Cet état de référence est particulièrement important car il permettra des comparaisons dans le temps des paramètres relevés de façon standardisée entre les différentes années de suivi et en lien avec les variables climatiques locales.

Les résultats de la lecture 2017 et de l'inventaire des végétations sont exposés ci-dessous par site (Tab. X à Tab. XXVII). Le rattachement des communautés végétales identifiées sur chaque site est réalisé au niveau syntaxonomique de l'alliance végétale si possible. Un rattachement plus précis à des associations végétales existantes nécessitant une analyse plus fine des relevés effectués, en lien avec une étude régionale sur les végétations de pelouses calcicoles, il sera précisé suite à la seconde lecture des dispositifs en 2019.

Les cartes de localisation des dispositifs de suivi sur les sites, ainsi que la liste des taxons observés, sont présentées en Annexe 6 et Annexe 8.



• Cause de daglan

Végétations observées sur le site:

- Trois groupements relevant du *Xerobromion erecti*, soit les pelouses xérophiles calcicoles plus ou moins ouvertes, de caractère subméditerranéen. Ils se distinguent essentiellement par leur niveau de fermeture par *Brachypodium rupestre* et *Bromopsis erecta*. Ces communautés de pelouses occupent environ 50% de la surface du quadrat paysager.
- Deux autres relèvent du *Rubio ulmifolii* – *Viburnion lantanae* B. Foucault & Julve 2001 nom. inval. (art. 30, 5), soit les fourrés mésoxérophiles calcicoles centro-atlantiques. L'un prend la forme de plaquages monospécifiques à *Juniperus communis* de moins d'un mètre de hauteur et de quelques mètres carrés au maximum ; l'autre est plus riche en espèces de fourré (*Cornus sanguinea*, *Crataegus monogyna*, *Rosa* div. sp.), plus haut (1,50 à 2 mètres) et occupant plusieurs mètres carrés. Ces communautés de fourrés occupent environ 50% de la surface du quadrat paysager.

Tab. X. Résultats de la lecture 2017 du quadrat de fréquence (Cause de Daglan).

Site		Daglan (24)																Espèces rares	Fréquence
Date de lecture		22/05/2017																	
Observateur(s)		Jean-Claude ABADIE (CBNSA)																	
Code suivi		20130625-ALF01Q																	
Pente (°)		30°																	
Exposition		Sud-Ouest																	
Type de sol		Lithosol																	
Roche mère		Calcaires tendres																	
BRGM 1/1000		Jurassique supérieur																	
BRGM 1/50000		Formations jurassiques. Kimméridgien supérieur (formation de Francoulès) : alternances marno-calcaires (environ 100 m à l'affleurement)																	
Sol nu (%)		30	40	60	10	40	30	50	60	0	50	40	40	0	5	20	20		
Litière (%)		5	5	0	5	10	5	5	5	20	5	5	0	30	10	10	10		
Recouvrement strate bryolichénique		5	5	0	15	0	20	5	0	10	0	0	0	70	30	5	20		
Strate 1		Pelouse du <i>Xerobromion erecti</i>																	
Hauteur de la strate		15	5	5	10	5	10	15	3	20	5	15	10	25	25	25	25		
Recouvrement de la strate		40	50	40	80	50	50	50	40	80	45	55	60	100	80	70	80		
Strate 2		Plaquages à <i>Juniperus</i>																	
Taxons		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16		
<i>Bromopsis erecta</i> (Huds.) Fourr., 1869		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Festuca auguieri</i> Kerguelen, 1979		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Teucrium chamaedrys</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Fumana procumbens</i> (Dunal) Gren. & Godr., 1847		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Globularia bisnagarica</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Teucrium montanum</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Carex halleriana</i> Asso, 1779		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Carex flacca</i> Schreb., 1771		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Lavandula latifolia</i> Medik., 1784		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Argyrolobium zanonii</i> (Turra) P.W.Ball, 1968		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Juniperus communis</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Genista pilosa</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Thymus longicaulis</i> auct.		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Stachelina dubia</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Hippocrepis comosa</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Anthericum liliago</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Asperula cynanchica</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Seseli montanum</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng, 1936		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Galium pumilum</i> Murray, 1770		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Scabiosa columbaria</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Inula montana</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Linum suffruticosum</i> subsp. <i>apressum</i> (Caball.) Rivas Mart., 1978		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Odontites</i> cf. <i>luteus</i> (L.) Clairv., 1811		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Leontodon crispus</i> Vill., 1779		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Carlina vulgaris</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Salvia pratensis</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Potentilla verna</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Ononis</i> cf. <i>striata</i> Gouan, 1773		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Thesium humifusum</i> DC., 1815		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Rubia peregrina</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Centaurea scabiosa</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Helichrysum stoechas</i> (L.) Moench, 1794		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Eryngium campestre</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		



• Cingle de trémolat

Végétations observées sur le site :

- Groupement relevant du *Xerobromion erecti*, les pelouses xérophiles calcicoles plus ou moins ouvertes, de caractère subméditerranéen. Cette communauté pelousaire occupe environ 70% de la surface du quadrat paysager.
- Groupement relevant du *Rubio ulmifolii* – *Viburnion lantanae*, les fourrés mésoxérophiles calcicoles centro-atlantiques. Cette communauté de fourrés occupe environ 20% de la surface du quadrat paysager.
- Groupement qui relèverait du *Trachynion distachyae* Rivas Mart. ex Rivas Mart., Fern.-Gonz. & Loidi 1999, les pelouses à thérophytes méso à xérophiles calcicoles subméditerranéennes. La communauté prend la forme de tonsures de quelques mètres carrés au plus et occupe environ 10% du quadrat paysager.

Tab. XI. Résultats de la lecture 2017 du quadrat de fréquence (Cingle de Trémolat).

Site	Trémolat (24)																	
Date de lecture	16/06/2017																	
Observateur(s)	Jean-Claude ABADIE (CBNSA)																	
Code suivi	Trémolat 20170616-JCA01Q																	
Pente (°)	?																	
Exposition	Sud-ouest																	
Type de sol	Lithosol																	
Roche mère	Calcaires compacts																	
BRGM 1/1000	Crétacé supérieur																	
BRGM 1/50000	Formation de Journiac (Campanien 3) : calcaires grossiers à Larrazetia et tempestites																	
Sol nu (%)	20	5	50	30	0	0	30	50	30	20	20	5	20	20	10	10		
Litière (%)	10	5	10	10	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0		
Recouvrement strate bryolichénique	60	90	40	60	100	100	70	50	70	80	80	90	80	80	90	90		
Strate 1	Pelouse du <i>Xerobromion erecti</i>																	
Hauteur de la strate	5	10	5	5	25	15	10	10	5	15	20	15	5	15	10	10		
Recouvrement de la strate	60	90	40	60	100	100	70	50	70	80	80	90	80	80	90	90		
Taxons	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	Espèces rares	Frequence
<i>Potentilla verna</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		93,75
<i>Festuca auquieri</i> Kerguélen, 1979	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		87,50
<i>Koeleria vallesiana</i> (Honck.) Gaudin, 1808	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X		X	X		87,50
<i>Globularia bisnagarica</i> L., 1753			X			X	X		X	X	X	X	X			X		56,25
<i>Seseli montanum</i> L., 1753	X	X	X	X	X	X					X				X	X		56,25
<i>Coronilla minima</i> L., 1756		X	X		X	X		X	X			X	X	X				56,25
<i>Fumana ericifolia</i> Wallr., 1840							X	X	X	X			X	X	X	X		50,00
<i>Poterium sanguisorba</i> L., 1753	X			X		X		X			X	X			X			43,75
<i>Thymus praecox</i> Opiz, 1824		X			X	X			X	X		X	X					43,75
<i>Euphorbia exigua</i> L., 1753	X		X				X				X	X						31,25
<i>Scabiosa columbaria</i> L., 1753			X	X		X					X							25,00
<i>Inula montana</i> L., 1753				X			X			X					X			25,00
<i>Eryngium campestre</i> L., 1753			X						X		X					X		25,00
<i>Helianthemum apenninum</i> (L.) Mill., 1768				X			X		X				X					25,00
<i>Asperula cynanchica</i> L., 1753				X					X					X				18,75
<i>Hippocrepis comosa</i> L., 1753	X	X														X		18,75
<i>Helichrysum stoechas</i> (L.) Moench, 1794										X	X					X		18,75
<i>Sedum ochroleucum</i> Chaix, 1785	X	X		X														18,75
<i>Odontites cf. luteus</i> (L.) Clairv., 1811		X										X				X		18,75
<i>Fumana procumbens</i> (Dunal) Gren. & Godr., 1847				X					X		X							18,75
<i>Stachys recta</i> L., 1767										X				X	X			18,75
<i>Teucrium chamaedrys</i> L., 1753	X	X																12,50
<i>Ononis cf. striata</i> Gouan, 1773									X						X			12,50
<i>Allium sphaerocephalon</i> L., 1753		X																6,25
<i>Anthyllis vulneraria</i> L., 1753						X												6,25
<i>Ononis pusilla</i> L., 1759												X						6,25
<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862												X						6,25
<i>Teucrium montanum</i> L., 1753																	X	0,00
<i>Thymelaea passerina</i> (L.) Coss. & Germ., 1861																	X	0,00



• Coteau de borrière

Végétations observées sur le site :

- Groupement relevant du *Xerobromion erecti*, les pelouses xérophiles calcicoles plus ou moins ouvertes, de caractère subméditerranéen. Cette communauté de pelouses assez ouverte par endroit occupe environ 70% de la surface du quadrat paysager.
- Deux groupements relevant du *Rubus ulmifolii* – *Viburnion lantanae*, les fourrés mésoxérophiles calcicoles centro-atlantiques. L'un prend la forme de plaquages monospécifiques à *Juniperus communis* de moins d'un mètre de hauteur et de quelques mètres carrés au maximum ; il occupe environ 25% du quadrat paysager. Le second est plus riche en espèces de fourré (*Cornus sanguinea*, *Rhamnus cathartica* et *R. alaternus*, *Ligustrum vulgare*), plus haut (1,5 à 2,5 mètres) et plus dense. Il n'occupe que 5 à 10 % du quadrat paysager.

Tab. XII. Résultats de la lecture 2017 du quadrat de fréquence (Coteau de Borrière).

Site		Borrière (24)																Espèces rares	Fréquence
Date de lecture		17/05/2017																	
Observateur(s)		Kévin ROMEYER (CBNSA)																	
Code suivi		20130626-ALF010																	
Pente (°)		50°																	
Exposition		Sud-Ouest																	
Type de sol		Lithosol																	
Roche mère		Calcaires compact																	
BRGM 1/1000		Jurassique supérieur																	
BRGM 1/50000		Jurassique. Callovien : calcaire micritique gris en bancs à Trocholines																	
Sol nu (%)		60	55	45	50	55	40	55	65	40	25	55	35	30	30	35	20		
Litière (%)		5	5	10	10	5	5	5	5	5	5	10	5	10	15	10	15		
Recouvrement strate bryolichénique		3	0	10	5	0	3	0	3	15	20	0	0	0	5	0	10		
Strate 1		Pelouse du <i>Xerobromion erecti</i>																	
Hauteur de la strate		3	5	5	5	5	5	5	3	5	5	3	5	5	3	5			
Recouvrement de la strate		35	40	50	45	40	60	40	30	40	55	35	60	60	55	55	65		
Taxons		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16		
<i>Teucrium chamaedrys</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Fumana procumbens</i> (Dunal) Gren. & Godr., 1847		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
cf. <i>Solidago virgaurea</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Koeleria vallesiana</i> (Honck.) Gaudin, 1808		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Inula montana</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Carex halleriana</i> Asso, 1779		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Ononis striata</i> Gouan, 1773		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Teucrium montanum</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Globularia bisnagarica</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Genista pilosa</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Iberis amara</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Thesium humifusum</i> DC., 1815		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Asperula cynanchica</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Euphorbia cyparissias</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Seseli montanum</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult., 1817		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Galium timeroi</i> Jord., 1846		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Scabiosa columbaria</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Hippocrepis comosa</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Leontodon hispidus</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Thymus cf. longicaulis</i> auct.		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Centaurea scabiosa</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Anthericum liliago</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Helianthemum canum</i> (L.) Baumg., 1816		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Orchis militaris</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Cirsium acaulon</i> (L.) Scop., 1769		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Festuca cf. auquieri</i> Kerguelén, 1979		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i> Medik., 1790		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		



• Coteau de Cadillon

Végétations observées sur le site :

- Deux groupements relevant du *Mesobromion erecti*, les pelouses mésoxérophiles calcicoles subatlantiques à atlantiques. Ils se distinguent essentiellement par leur niveau de fermeture par *Brachypodium rupestre* et *Molinia caerulea* subsp. *arundinacea*. Le groupement plus ouvert occupe environ 55% de la surface du quadrat paysager tandis que celui présentant une fermeture occupe environ 30%.
- Deux autres groupements relevant du *Rubio ulmifolii* – *Viburnion lantanae*, les fourrés mésoxérophiles calcicoles centro-atlantiques. L'un prend la forme de plaquages monospécifiques à *Juniperus communis* de moins d'un mètre de hauteur et de quelques mètres carrés au maximum ; il est fragmentaire ici et n'occupe que 5% du quadrat paysager. Le second est plus riche en espèces de fourré (*Cornus sanguinea*, *Prunus spinosa*, *Rosa* div. sp.), plus haut (1,5 à 2,5 mètres) et plus dense. Il occupe environ 10 % du quadrat paysager.

Tab. XIII. Résultats de la lecture 2017 du quadrat de fréquence (Coteau de Cadillon).

Site	Cadillon (64)																Espèces rares	Fréquence
Date de lecture	21/06/2017																	
Observateur(s)	Kévin ROMEYER (CBNSA)																	
Code suivi	20170621-KR01Q																	
Pente (°)	30°																	
Exposition	Ouest-sud-Ouest																	
Type de sol	Rendzine																	
Roche mère	Calcaires marneux																	
BRGM 1/1000	Miocène																	
BRGM 1/50000	Molasses argilo-sableuses, jaunâtres à vert-bleu, carbonatées, à graviers et cailloutis (Eocène à Miocène)																	
Sol nu (%)	20	30	15	25	10	20	35	10	35	30	5	35	55	15	35	30		
Litière (%)	5	5	10	10	10	10	5	5	5	15	10	15	5	10	10	10		
Recouvrement strate bryolichénique	15	5	10	3	5	10	5	5	3	10	20	5	3	3	5	10		
Strate 1	Pelouse du <i>Mesobromion erecti</i>																	
Hauteur de la strate	5	5	7	5	7	7	5	5	5	7	5	5	5	5	5	5		
Recouvrement de la strate	65	55	75	65	85	70	60	85	45	60	85	60	35	80	60	65		
Taxons	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16		
<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Carex flacca</i> Schreb., 1771	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Molinia caerulea</i> subsp. <i>arundinacea</i> (Schrank) K.Richt., 1890	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult., 1817	X	X			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Festuca rubra</i> subsp. <i>rubra</i> L., 1753		X	X	X	X			X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Lotus corniculatus</i> L., 1753		X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Scabiosa columbaria</i> L., 1753	X	X	X		X			X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Genista pilosa</i> L., 1753	X	X	X	X	X		X			X	X	X	X	X	X	X		
<i>Centaureum pulchellum</i> (Sw.) Druce, 1898	X		X	X			X	X	X	X	X	X			X			
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam., 1779		X	X	X	X		X	X	X						X	X		
<i>Filipendula vulgaris</i> Moench, 1794		X	X		X					X		X	X	X	X			
<i>Prunella laciniata</i> (L.) L., 1763			X	X	X	X	X			X	X							
<i>Briza media</i> L., 1753			X	X				X	X					X		X		
<i>Leontodon hispidus</i> L., 1753					X			X						X	X	X		
<i>Globularia bisnagarica</i> L., 1753	X	X		X					X									
<i>Galium pumilum</i> Murray, 1770										X	X					X		
<i>Daucus carota</i> L., 1753		X	X				X											
<i>Teucrium chamaedrys</i> L., 1753	X					X												
<i>Bromopsis erecta</i> (Huds.) Fourr., 1869						X				X								
<i>Ononis spinosa</i> subsp. <i>spinosa</i> L., 1753							X						X					
<i>Eryngium campestre</i> L., 1753									X						X			
<i>Erica vagans</i> L., 1770				X														
<i>Poterium sanguisorba</i> L., 1753							X											
<i>Agrimonia eupatoria</i> L., 1753				X														
Cf. <i>Pimpinella saxifraga</i> L., 1753								X										
<i>Taraxacum</i> F.H.Wigg.								X										
<i>Origanum vulgare</i> L., 1753																	X	
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds., 1762																	X	
<i>Ranunculus bulbosus</i> L., 1753																	X	
<i>Polygala calcarea</i> F.W.Schultz, 1837																	X	
<i>Linum catharticum</i> L., 1753																	X	
<i>Hypericum perforatum</i> L., 1753																	X	
<i>Prunella vulgaris</i> L., 1753																	X	
<i>Gymnadenia</i> cf. <i>conopsea</i> (L.) R.Br., 1813																	X	
<i>Trifolium pratense</i> L., 1753																	X	



• Coteau de Grousset

Végétations observées sur le site :

- Groupement relevant du *Xerobromion erecti*, les pelouses xérophiles calcicoles plus ou moins ouvertes, de caractère subméditerranéen. Cette communauté de pelouses occupe environ 50% de la surface du quadrat paysager dont une partie correspond à un faciès de fermeture par *Brachypodium rupestre*.
- Groupement relevant du *Rubo ulmifolii* – *Viburnion lantanae*, les fourrés mésoxérophiles calcicoles centro-atlantiques. Cette communauté de fourrés occupe environ 30% de la surface du quadrat paysager.
- Groupement correspondant à un faciès plus évolué, plus haut et plus dense du fourré précédent, tendant vers une forme pionnière et fragmentaire du *Quercion pubescenti* – *sessiliflorae* Braun-Blanq. 1932, les chênaies calcicoles supraméditerranéennes à subatlantiques. Il occupe environ 20% du quadrat paysager mais semble plus fréquent et mieux exprimé à l'échelle du site.

Tab. XIV. Résultats de la lecture 2017 du quadrat de fréquence (Coteau de Grousset).

Site		Grousset (47)																Espèces rares	Fréquence
Date de lecture		01/06/2017																	
Observateur(s)		Emilie VALLEZ (CBNSA), Julien MONDION																	
Code suivi		20170601-EV01Q																	
Pente (°)		?																	
Exposition		Sud-Ouest																	
Type de sol		Lithosol																	
Roche mère		Calcaires tendres																	
BRGM 1/1000		Oligocène																	
BRGM 1/50000		Calcaires blancs de l'Agenais : calcaires lacustres blancs micritiques (Aquitainien inférieur)																	
Sol nu (%)		75	80	10	80	60	30	25	25	10	5	15	20	20	10	20	5		
Litière (%)		10	10	20	10	25	15	10	10	20	25	15	10	10	30	10	20		
Recouvrement strate bryolichénique		5	<5	15	5	40	15	15	10	5	5	5	5	5	20	5	5		
Strate 1		Pelouse du <i>Xerobromion erecti</i>																	
Hauteur de la strate		7	5	12	10	10	15	10	7	12	10	15	20	15	10	10	10		
Recouvrement de la strate																			
Taxons		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16		
<i>Carex flacca</i> Schreb., 1771		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Hippocrepis comosa</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Thymus cf. longicaulis</i> auct.		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Teucrium chamaedrys</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Bromopsis erecta</i> (Huds.) Fourr., 1869			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Dorycnium pentaphyllum</i> Scop., 1772		X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Fumana procumbens</i> (Dunal) Gren. & Godr., 1847		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Festuca</i> L., 1753		X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Odontites luteus</i> (L.) Clairv., 1811		X				X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Globularia bisnagarica</i> L., 1753				X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Carex halleriana</i> Asso, 1779							X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Linum suffruticosum</i> L., 1753		X	X						X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult., 1817							X	X					X				X		
<i>Scabiosa columbaria</i> L., 1753			X	X				X	X										
<i>Potentilla verna</i> L., 1753			X		X			X									X		
<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862											X	X	X						
<i>Eryngium campestre</i> L., 1753		X						X			X								
<i>Prunella</i> L., 1753		X	X										X						
<i>Seseli montanum</i> L., 1753			X										X	X					
<i>Thesium humifusum</i> DC., 1815					X		X			X									
<i>Quercus pubescens</i> Willd., 1805															X				
<i>Poterium sanguisorba</i> L., 1753				X															
<i>Juniperus communis</i> L., 1753					X														
<i>Centaurium pulchellum</i> (Sw.) Druce, 1898						X													
<i>Cervaria rivini</i> Gaertn., 1788											X								
<i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Mill., 1768																X	0,00		

• Coteau du Moulin

Végétations observées sur le site :

- Deux groupements relevant du *Mesobromion erecti*, les pelouses mésoxérophiles calcicoles subatlantiques à atlantiques. Ils se distinguent par leur niveau de fermeture par *Brachypodium rupestre*. Le groupement plus ouvert occupe environ 50% de la surface du quadrat paysager tandis que celui présentant une fermeture occupe environ 10%.
- Deux autres relevant du *Rubus ulmifolii* – *Viburnion lantanae*, les fourrés mésoxérophiles calcicoles centro-atlantiques. L'un prend la forme de plaquages monospécifiques à *Juniperus communis* de moins d'un mètre de hauteur et de quelques mètres carrés au maximum ; il est fragmentaire ici et n'occupe que 5% du quadrat paysager. Le second est plus riche en espèces de fourré (*Cornus sanguinea*, *Prunus spinosa*, *Rosa* div. sp.), plus haut (1,5 à 2,5 mètres) et plus dense. Il occupe environ 15 % du quadrat paysager.
- Groupement qui relèverait du *Trachynion distachyae*, les pelouses à thérophytes méso à xérophiles calcicoles subméditerranéennes. La communauté prend la forme de tonsures de quelques mètres carrés au plus et occupe environ 20% du quadrat paysager.

Tab. XV. Résultats de la lecture 2017 du quadrat de fréquence (Coteau du Moulin).

Site		Coteau du Moulin (40)																	
Date de lecture		07/06/2017																	
Observateur(s)		Kévin ROMEYER (CBNSA)																	
Code suivi		20130621-ALF01Q																	
Pente (°)		30°																	
Exposition		Sud-Ouest																	
Type de sol		Rendzine																	
Roche mère		Calcaires marneux																	
BRGM 1/1000		Miocène																	
BRGM 1/50000		Éocène supérieur - Miocène moyen : Molasses argileuses gris-bleu, silteuses, carbonatées, à passées gréseuses																	
Sol nu (%)		0	5	5	5	10	7	15	5	15	25	0	15	0	5	0	20		
Litière (%)		30	40	45	20	25	15	25	35	20	15	30	20	25	35	25	25		
Recouvrement strate bryolichénique		5	15	40	30	20	35	15	35	15	5	30	20	40	35	50	15		
Strate 1		Pelouse annuelle du <i>Trachynion distachyae</i>																	
Hauteur de la strate		12	10	10	12	8	10	12	15	12	7	15	10	15	8	15	12		
Recouvrement de la strate		80	65	65	80	60	70	55	80	70	60	90	65	70	65	90	60		
Strate 2		Brachypodium rupestre																	
Taxons		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	Espèces rares	Fréquence
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult., 1817		X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X		93,75
<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862		X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		93,75
<i>Brachypodium distachyon</i> (L.) P.Beauv., 1812		X		X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		81,25
<i>Carex flacca</i> Schreb., 1771			X	X	X	X			X		X	X	X	X	X				62,50
<i>Lotus corniculatus</i> L., 1753		X	X	X	X	X							X	X	X	X	X		62,50
<i>Scabiosa columbaria</i> L., 1753			X		X	X	X		X		X	X				X	X		56,25
<i>Leontodon saxatilis</i> Lam., 1779		X		X		X	X	X	X	X		X							50,00
<i>Origanum vulgare</i> L., 1753							X		X	X	X			X		X	X		43,75
<i>Trifolium campestre</i> Schreb., 1804		X	X	X					X	X				X			X		43,75
<i>Galium pumilum</i> Murray, 1770		X	X	X	X												X		31,25
<i>Catapodium rigidum</i> (L.) C.E.Hubb., 1953						X		X			X	X							25,00
<i>Poterium sanguisorba</i> L., 1753		X							X	X							X		25,00
<i>Prunella laciniata</i> (L.) L., 1763						X	X			X							X		25,00
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds., 1762				X					X	X					X				25,00
<i>Centaurium erythraea</i> Rafn, 1800							X			X	X								18,75
<i>Ononis spinosa</i> L., 1753						X				X		X							18,75
<i>Medicago lupulina</i> L., 1753							X										X		12,50
<i>Vicia angustifolia</i> L., 1759												X	X						12,50
<i>Bromopsis erecta</i> (Huds.) Fourr., 1869								X				X							12,50
<i>Daucus carota</i> L., 1753																	X		6,25
<i>Ranunculus bulbosus</i> L., 1753		X																	6,25
<i>Convolvulus arvensis</i> L., 1753		X																	6,25
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam., 1779		X																	6,25
<i>Festuca rubra</i> subsp. <i>rubra</i> L., 1753												X							6,25
<i>Crepis cf. setosa</i> Haller f., 1797																	X		6,25
<i>Linum strictum</i> L., 1753																		X	0,00
<i>Agrimonia eupatoria</i> L., 1753																		X	0,00
<i>Polygala vulgaris</i> L., 1753																		X	0,00
<i>Anacamptis pyramidalis</i> (L.) Rich., 1817																		X	0,00
<i>Plantago lanceolata</i> L., 1753																		X	0,00
<i>Pimpinella saxifraga</i> L., 1753																		X	0,00
<i>Sporobolus indicus</i> (L.) R.Br., 1810																		X	0,00
<i>Cf. Ophrys scolopax</i> Cav., 1793																		X	0,00
<i>Platanthera chlorantha</i> (Custer) Rchb., 1828																		X	0,00



• Coteau de Mounicou

Végétations observées sur le site :

- Groupement relevant du *Mesobromion erecti*, les pelouses mésoxérophiles calcicoles subatlantiques à atlantiques. Cette communauté de pelouses occupe environ 45% de la surface du quadrat paysager.
- Deux autres relevant du *Rubus ulmifolii* – *Viburnum lantanae*, les fourrés mésoxérophiles calcicoles centro-atlantiques. L'un prend la forme de plaquages monospécifiques à *Juniperus communis* de moins d'un mètre de hauteur et de quelques mètres carrés au maximum ; il occupe environ 10% du quadrat paysager. Le second est plus riche en espèces de fourré (*Cornus sanguinea*, *Ligustrum vulgare*, *Rosa* div. sp.), plus haut (1,5 à 2 mètres) et plus dense. Il occupe environ 20 % du quadrat paysager.
- Groupement qui relèverait du *Trachynion distachyae*, les pelouses à thérophytes méso à xérophiles calcicoles subméditerranéennes. La communauté est assez bien exprimée sur plusieurs mètres carrés et occupe environ 25% du quadrat paysager.

Tab. XVI. Résultats de la lecture 2017 du quadrat de fréquence (Coteau de Mounicou).

Site		Mounicou (64)																Espèces rares	Fréquence
Date de lecture		21/06/2017																	
Observateur(s)		Kévin ROMEYER (CBNSA)																	
Code suivi		Mounicou_20170621-KR02Q																	
Pente (°)		20°																	
Exposition		Sud-Est																	
Type de sol		Rendzine																	
Roche mère		Calcaires marneux																	
BRGM 1/1000		Miocène																	
BRGM 1/50000		Molasses : argiles carbonatées silteuses gris-bleu à jaunâtres, à passées gréseuses (Eocène à Miocène)																	
Sol nu (%)		10	20	25	10	5	0	15	20	20	5	40	35	20	25	10	25		
Litière (%)		5	5	10	40	10	10	10	10	10	10	5	5	10	10	15	5		
Recouvrement strate bryolichénique		5	0	0	5	0	10	5	5	5	10	5	5	5	5	5	0		
Strate 1		Pelouse du <i>Mesobromion erecti</i>																	
Hauteur de la strate		5	8	5	5	8	8	5	5	5	10	5	5	8	8	8	5		
Recouvrement de la strate		85	75	70	50	85	95	75	70	70	90	55	60	80	75	80	75		
Taxons		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16		
<i>Carex flacca</i> Schreb., 1771		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Lotus corniculatus</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Molinia caerulea</i> subsp. <i>arundinacea</i> (Schrank) K.Richt., 1890		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult., 1817		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Festuca rubra</i> subsp. <i>rubra</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Globularia bisnagarica</i> L., 1753			X	X			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Genista tinctoria</i> L., 1753			X	X			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Poterium sanguisorba</i> L., 1753		X	X			X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Galium pumilum</i> Murray, 1770			X	X		X			X		X	X	X	X	X	X	X		
<i>Anthyllis vulneraria</i> subsp. <i>vulneraria</i>		X	X		X				X		X	X	X						
<i>Leontodon hispidus</i> L., 1753		X					X	X	X	X	X	X	X		X	X	X		
<i>Ononis spinosa</i> subsp. <i>spinosa</i> L., 1753			X	X		X		X	X					X	X				
<i>Prunella laciniata</i> (L.) L., 1763					X			X	X			X	X	X	X				
<i>Origanum vulgare</i> L., 1753					X	X				X	X	X	X	X	X				
<i>Erica vagans</i> L., 1770		X				X				X	X	X	X						
<i>Linum catharticum</i> L., 1753					X	X				X						X			
<i>Scabiosa columbaria</i> L., 1753								X		X						X			
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam., 1779			X													X	X		
<i>Bromopsis erecta</i> (Huds.) Fourr., 1869		X								X			X						
<i>Danthonia decumbens</i> (L.) DC., 1805					X					X			X						
<i>Briza media</i> L., 1753				X												X			
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds., 1762		X		X															
<i>Centaurium pulchellum</i> (Sw.) Druce, 1898							X								X				
<i>Cf. Pimpinella saxifraga</i> L., 1753								X		X									
<i>Prunella vulgaris</i> L., 1753												X	X						
<i>Plantago lanceolata</i> L., 1753							X												
<i>Juniperus communis</i> L., 1753										X									
<i>Daucus carota</i> L., 1753					X														
<i>Pimpinella saxifraga</i> L., 1753						X													
<i>Gymnadenia conopsea</i> (L.) R.Br., 1813								X											
<i>Agrostis x murbeckii</i> Fouill., 1933																X			
<i>Carlina vulgaris</i> L., 1753																			
<i>Serapias vomeracea</i> (Burm.f.) Briq., 1910																			
<i>Centaurium erythraea</i> subsp. <i>erythraea</i> Rafn, 1800																			
<i>Anacamptis pyramidalis</i> (L.) Rich., 1817																			
<i>Cf. Ophrys</i> L., 1753																			
<i>Rosa cf. canina</i> L., 1753																			
<i>Centaurea nemoralis</i> Jord., 1852																			



• Coteau de Payros

Végétations observées sur le site :

- Groupement relevant du *Mesobromion erecti*, les pelouses mésoxérophiles calcicoles subatlantiques à atlantiques. Cette communauté de pelouses plus ou moins fermées par *Erica vagans* et *Brachypodium rupestre* occupe environ 60% de la surface du quadrat paysager.
- Groupement qui relèverait du *Lonicerion periclymeni* Géhu, B. Foucault & Delelis 1983 nom. inval. (art. 17), les fourrés mésophiles acidiclinales sud-atlantiques. Cette communauté de fourrés plus ou moins dense occupe environ 15% de la surface du quadrat paysager.
- Groupement qui relèverait du *Geranion sanguinei* Tüxen in T. Müll. 1962, les ourlets mésoxérophiles thermophiles. Cette communauté se retrouve en patchs de quelques mètres carrés ou en ceinture de fourré et occupe environ 25% du quadrat paysager.

Tab. XVII. Résultats de la lecture 2017 du quadrat de fréquence (Coteau de Payros).

Site		Payros (40)																	
Date de lecture		07/06/2017																	
Observateur(s)		Kévin ROMEYER (CBNSA)																	
Code suivi		20130620-ALF01Q																	
Pente (°)		15°																	
Exposition		Sud-Ouest																	
Type de sol		Rendzine																	
Roche mère		Calcaires marneux																	
BRGM 1/1000		Miocène																	
BRGM 1/50000		Éocène supérieur - Miocène moyen : Molasses argileuses gris-bleu, silteuses, carbonatées, à passées gréseuses																	
Sol nu (%)		5	0	25	30	15	0	0	35	40	5	0	0	10	10	0	0		
Litière (%)		10	20	10	15	15	15	5	10	15	15	15	15	20	10	10	15		
Recouvrement strate bryolichénique		15	40	5	5	20	50	5	10	0	15	35	15	25	5	30	35		
Strate 1		Pelouse du <i>Mesobromion erecti</i>																	
Hauteur de la strate		8	13	8	8	8	10	15	8	8	7	8	12	10	8	12	15		
Recouvrement de la strate		85	90	65	60	75	65	95	60	55	80	85	90	80	80	90	90		
Strate 2		Ourlet à <i>Erica vagans</i>																	
Taxons		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	Espèces rares	Fréquence
<i>Carex flacca</i> Schreb., 1771		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		100,00
<i>Erica vagans</i> L., 1770		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		100,00
<i>Lotus corniculatus</i> L., 1753			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		93,75
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult., 1817		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		87,50
<i>Scabiosa columbaria</i> L., 1753		X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		81,25
<i>Teucrium chamaedrys</i> L., 1753				X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		81,25
<i>Molinia caerulea</i> subsp. <i>arundinacea</i> (Schrank) K.Richt., 1890			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		81,25
<i>Galium pumilum</i> Murray, 1770		X			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		81,25
<i>Poterium sanguisorba</i> L., 1753		X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		75,00
<i>Seseli montanum</i> L., 1753		X	X		X	X		X		X	X		X	X	X				62,50
<i>Globularia bisnagarica</i> L., 1753		X		X	X	X		X	X	X		X		X					56,25
<i>Daucus carota</i> L., 1753				X	X	X			X	X	X		X						50,00
<i>Origanum vulgare</i> L., 1753				X		X	X		X	X					X	X			43,75
<i>Ononis spinosa</i> subsp. <i>spinosa</i> L., 1753		X		X	X		X		X	X							X		43,75
<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862		X							X	X	X	X	X						37,50
<i>Genista tinctoria</i> L., 1753			X		X			X	X	X							X		37,50
<i>Prunella lacinata</i> (L.) L., 1763				X	X				X					X					25,00
<i>Brachypodium distachyon</i> (L.) P.Beauv., 1812				X		X			X					X					25,00
<i>Festuca rubra</i> subsp. <i>rubra</i> L., 1753				X		X	X						X						25,00
<i>Briza media</i> L., 1753								X					X						12,50
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam., 1779								X											6,25
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds., 1762				X															6,25
<i>Anacamptis pyramidalis</i> (L.) Rich., 1817								X											6,25
<i>Danthonia decumbens</i> (L.) DC., 1805						X													6,25
<i>Ranunculus bulbosus</i> L., 1753																X			6,25
<i>Linum strictum</i> L., 1753																			0,00
<i>Juniperus communis</i> L., 1753																			0,00
<i>Polygala calcarea</i> F.W.Schultz, 1837																			0,00
<i>Serapias vomeracea</i> (Burm.f.) Briq., 1910																			0,00
<i>Rosa</i> L., 1753																			0,00



• Coteau de Pujols

Végétations observées sur le site :

- Deux groupements relevant du *Mesobromion erecti*, les pelouses mésoxérophiles calcicoles subatlantiques à atlantiques. Ils se distinguent essentiellement par leur niveau de fermeture par *Brachypodium rupestre*. Le groupement plus ouvert occupe environ 45% de la surface du quadrat paysager tandis que celui présentant une fermeture occupe environ 30%.
- Groupement relevant du *Rubus ulmifolii* – *Viburnum lantanae*, les fourrés mésoxérophiles calcicoles centro-atlantiques. Cette communauté de fourrés occupe environ 15% de la surface du quadrat paysager.

Tab. XVIII. Résultats de la lecture 2017 du quadrat de fréquence (Coteau de Pujols).

Site	Pujols (33)																Espèces rares	Fréquence
Date de lecture	12/05/2017																	
Observateur(s)	Emilie VALLEZ, Jean-Claude ABADIE, Anthony LE FOULER, Kévin ROMEYER (CBNSA)																	
Code suivi	20170512-KR01Q																	
Pente (°)	25°																	
Exposition	Sud Sud-Ouest																	
Type de sol	?																	
Roche mère	Calcaires marneux																	
BRGM 1/1000	Eocène moyen et supérieur																	
BRGM 1/50000	Formations fluvio-lacustres. Oligocène inférieur. Molasses du Fronsadais, partie supérieure. Molasses argilo-gréseuses carbonatées jaunâtres à grises																	
Sol nu (%)	5	10	10	20	5	5	15	30	10	10	15	5	0	5	0	5		
Litière (%)	0	0	0	0	15	10	5	5	10	5	10	15	15	15	15	10		
Recouvrement strate bryolichénique	50	60	40	10	10	20	10	30	10	15	10	10	5	5	5	5		
Strate 1	Pelouse du <i>Mesobromion erecti</i>																	
Hauteur de la strate	5	10	5	5	5	5	5	5	5	5	5	10	5	10	10			
Recouvrement de la strate	70	75	70	60	65	80	60	50	80	90	90	85	90	90	90			
Taxons	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16		
<i>Hippocrepis comosa</i> L., 1753	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Bromopsis erecta</i> (Huds.) Fourr., 1869	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Carex flacca</i> Schreb., 1771	X	X	X	X	X	X			X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Seseli montanum</i> L., 1753	X	X	X	X	X	X	X		X		X	X	X	X	X	X		
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult., 1817	X	X	X	X	X	X					X	X	X	X				
Cf. <i>Prunella grandiflora</i>		X			?	X	X	X			X			X	X	X		
<i>Plantago lanceolata</i> L., 1753	X	X			X	X			X	X	X	X				X		
<i>Origanum vulgare</i> L., 1753	X		X		X	X			X	X	X							
<i>Salvia pratensis</i> L., 1753	X				X	X	X				X							
Cf. <i>Prunella laciniata</i> (L.) L., 1763	X					X	X							X				
<i>Scabiosa columbaria</i> L., 1753						X				X	X					X		
<i>Linum strictum</i> L., 1753							X	X	X	X								
<i>Briza media</i> L., 1753				X							X		X					
<i>Eryngium campestre</i> L., 1753	X							X		X								
<i>Galium cf. album</i> Mill., 1768							X					X				X		
<i>Carlina vulgaris</i> L., 1753			X						X									
Orchidaceae Juss., 1789						X			X									
<i>Poterium sanguisorba</i> L., 1753										X								
<i>Anacamptis pyramidalis</i> (L.) Rich., 1817		X																
<i>Catapodium rigidum</i> (L.) C.E.Hubb., 1953								X										
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam., 1779																		
<i>Ranunculus bulbosus</i> L., 1753																	X	



• Coteau des Farges

Végétations observées sur le site :

- Deux groupements relevant du *Xerobromion erecti*, les pelouses xérophiles calcicoles plus ou moins ouvertes, de caractère subméditerranéen. Ils se distinguent essentiellement par leur niveau de fermeture par *Brachypodium rupestre*. Le groupement plus ouvert occupe environ 40% de la surface du quadrat paysager tandis que celui présentant une fermeture occupe environ 35%.
- Groupement relevant du *Rubus ulmifolii* – *Viburnion lantanae*, les fourrés mésoxérophiles calcicoles centro-atlantiques. Cette communauté de fourrés assez diversifiée et plus ou moins fragmentée occupe environ 15% de la surface du quadrat paysager.
- Groupement qui relèverait de l'*Alyso alyssoïdis* – *Sedion albi* Oberd. & T. Müll. in T. Müll. 1961, les pelouses xérophiles de dalles calcaires subatlantiques, riches en annuelles. Cette communauté colonise les fragments de roches affleurantes et occupe environ 10% du quadrat paysager.

Tab. XIX. Résultats de la lecture 2017 du quadrat de fréquence (Coteau des Farges).

Site	Farges (24)																Espèces rares	Fréquence	
Date de lecture	22/05/2017																		
Observateur(s)	Kévin ROMEYER (CBNSA)																		
Code suivi	Farges 20170522-KR010																		
Pente (°)	20 - 25°																		
Exposition	Sud-Ouest																		
Type de sol	Lithosol																		
Roche mère	Calcaires compact																		
BRGM 1/1000	Crétacé supérieur																		
BRGM 1/50000	?																		
Sol nu (%)	0	0	0	20	0	3	5	10	5	3	3	0	0	0	0	0			
Litière (%)	5	5	10	3	20	10	10	3	5	20	10	10	10	15	5	10			
Recouvrement strate bryolichénique	75	90	90	70	90	85	70	55	85	70	70	80	90	85	90	90			
Strate 1	Pelouse du <i>Xerobromion erecti</i>																		
Hauteur de la strate	5	5	5	5	10	5	5	5	7	5	5	5	5	5	5	5			
Recouvrement de la strate	60	60	60	35	65	25	70	60	35	60	55	50	50	50	50	40			
Taxons	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16			
<i>Seseli montanum</i> L., 1753	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	100,00	
<i>Convolvulus cantabrica</i> L., 1753	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X		X	X	X		87,50	
<i>Allium</i> cf. <i>sphaerocephalon</i>	X	X				X			X			X				X		43,75	
<i>Ranunculus bulbosus</i> L., 1753			X		X		X	X			X	X		X				43,75	
<i>Teucrium chamaedrys</i> L., 1753					X		X	X		X		X	X					37,50	
<i>Inula montana</i> L., 1753	X	X				X			X				X	X				37,50	
<i>Teucrium montanum</i> L., 1753			X									X	X			X		25,00	
<i>Stachys recta</i> L., 1767			X				X	X						X				25,00	
<i>Mercurialis annua</i> L., 1753				X		X	X				X							25,00	
<i>Argyrolobium zanonii</i> (Turra) P.W.Ball, 1968	X			X	X													18,75	
<i>Biscutella laevigata</i> L., 1771		X				X												12,50	
<i>Thymus</i> cf. <i>longicaulis</i> auct.							X		X									12,50	
<i>Eryngium campestre</i> L., 1753	X																	6,25	
<i>Hippocrepis comosa</i> L., 1753																		X	0,00
<i>Salvia pratensis</i> L., 1753																		X	0,00
<i>Muscari comosum</i> (L.) Mill., 1768																		X	0,00



• Coteau des Fontenelles

Végétations observées sur le site :

- Deux groupements relevant du *Xerobromion erecti*, les pelouses xérophiiles calcicoles plus ou moins ouvertes, de caractère subméditerranéen. Ils se distinguent essentiellement par leur niveau de fermeture par *Brachypodium rupestre*. Le groupement ouvert occupe environ 60% de la surface du quadrat paysager tandis que celui plus fermé occupe environ 10%.
- Deux groupements relevant du *Rubo ulmifolii* - *Viburnion lantanae*, les fourrés mésoxérophiiles calcicoles centro-atlantiques. L'un prend la forme de plaquages monospécifiques à *Juniperus communis* de moins d'un mètre de hauteur et de quelques mètres carrés au maximum ; il occupe environ 15% du quadrat paysager. Le second est plus riche en espèces de fourré (*Viburnum lantana*, *Prunus spinosa*, *Ligustrum vulgare*), plus haut (1,5 à 2 mètres) et plus dense. Il occupe environ 10 % du quadrat paysager.

Tab. XX. Résultats de la lecture 2017 du quadrat de fréquence (Coteau des Fontenelles).

Site	Fontenelles (24)																Espèces rares	Fréquence
Date de lecture	23/05/2017																	
Observateur(s)	Kévin ROMEYER (CBNSA)																	
Code suivi	Fontenelles_20170523-KR01Q																	
Pente (°)	30°																	
Exposition	Sud-ouest																	
Type de sol	Lithosol																	
Roche mère	Calcaires marneux																	
BRGM 1/1000	Crétacé supérieur																	
BRGM 1/50000	Campanien 3, alternance d'assises marneuses à glauconie et terriers et de calcaires crayo-																	
Sol nu (%)	5	5	20	0	5	15	0	0	0	15	10	10	30	10	0	0		
Litière (%)	10	5	10	20	15	15	15	20	20	10	5	5	5	5	10	5		
Recouvrement strate bryolichénique	10	15	5	5	5	3	35	40	30	20	10	30	15	25	30	35		
Strate 1	Pelouse du <i>Xerobromion erecti</i>																	
Hauteur de la strate	10	10	10	7	10	7	10	10	10	10	7	7	7	10	12	7		
Recouvrement de la strate	90	85	75	90	85	75	95	75	75	75	80	70	60	75	85	90		
Strate 2	Plaquages à <i>Juniperus</i>																	
Taxons	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16		
<i>Bromopsis erecta</i> (Huds.) Fourr., 1869	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
Cf. <i>Sesleria caerulea</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Globularia bisnagarica</i> L., 1753	X	X		X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X		
<i>Teucrium chamaedrys</i> L., 1753	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Inula montana</i> L., 1753	X	X	X	X	X	X			X	X	X	X	X	X		X		
<i>Carex flacca</i> Schreb., 1771	X	X	X	X		X	X	X	X	X		X		X		X		
<i>Carex halleriana</i> Asso, 1779	X	X	X			X				X	X	X				X		
<i>Seseli montanum</i> L., 1753	X		X	X		X			X			X			X	X		
<i>Coronilla minima</i> L., 1756					X	X		X			X	X		X	X	X		
<i>Hippocrepis comosa</i> L., 1753	X			X		X		X			X		X		X	X		
<i>Stachelina dubia</i> L., 1753	X				X	X						X		X				
<i>Ononis pusilla</i> L., 1759					X		X		X					X	X			
<i>Koeleria vallesiana</i> (Honck.) Gaudin, 1808			X						X					X		X		
<i>Teucrium montanum</i> L., 1753						X		X	X									
<i>Juniperus communis</i> L., 1753				X	X									X				
<i>Linum suffruticosum</i> subsp. <i>apressum</i> (Caball.) Rivas Mart., 1978		X		X									X					
<i>Galium cf. pumilum</i> Murray, 1770				X	X	X												
<i>Asperula cynanchica</i> L., 1753						X					X							
<i>Scabiosa columbaria</i> L., 1753												X			X			
<i>Festuca auquieri</i> Kerguelen, 1979														X				
<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862		X																
<i>Poterium sanguisorba</i> L., 1753		X																
Cf. <i>Phyteuma orbiculare</i> L., 1753				X														
<i>Centaurea scabiosa</i> L., 1753																X		



• Coteau du breuilh

Végétations observées sur le site :

- Deux groupements relevant du *Xerobromion erecti*, les pelouses xérophiles calcicoles plus ou moins ouvertes, de caractère subméditerranéen. Ils se distinguent essentiellement par leur niveau de fermeture par *Brachypodium rupestre*. Le groupement plus ouvert est peu fragmenté et occupe environ 35% de la surface du quadrat paysager ; celui présentant une fermeture est plus fragmenté et occupe environ 30%.
- Deux groupements relevant du *Rubo ulmifolii* – *Viburnion lantanae*, les fourrés mésoxérophiles calcicoles centro-atlantiques. L'un prend la forme de plaquages monospécifiques à *Juniperus communis* de moins d'un mètre de hauteur et de quelques mètres carrés au maximum ; il occupe environ 20% du quadrat paysager. Le second est plus riche en espèces de fourré (*Viburnum lantana*, *Prunus spinosa*, *Ligustrum vulgare*), plus haut (1,5 à 2 mètres) et plus dense. Il occupe environ 15 % du quadrat paysager.

Tab. XXI. Résultats de la lecture 2017 du quadrat de fréquence (Coteau du Breuilh).

Site		Breuilh (24)																	
Date de lecture		04/07/2017																	
Observateur(s)		Kévin ROMEYER (CBNSA)																	
Code suivi		Breuilh_20170704-KR01Q																	
Pente (°)		30°																	
Exposition		Sud																	
Type de sol		Lithosol																	
Roche mère		Calcaires marneux																	
BRGM 1/1000		Crétacé supérieur																	
BRGM 1/50000		Campanien 3, alternance d'assises marneuses à glauconie et terriers et de calcaires crayo-marneux jaunâtres																	
Sol nu (%)		20	5	20	45	5	55	0	60	55	60	25	15	10	10	55	25		
Litière (%)		5	10	10	5	10	15	10	5	5	5	15	25	15	15	5	10		
Recouvrement strate bryolichénique		12	25	10	25	25	10	15	15	0	5	0	0	5	20	20	10		
Strate 1		Pelouse du <i>Xerobromion erecti</i>																	
Hauteur de la strate		5	8	5	5	8	5	12	5	5	5	7	5	8	8	3	0		
Recouvrement de la strate		65	85	65	50	85	40	95	30	40	35	65	65	80	75	30	60		
Strate 2		Plaquages à <i>Juniperus</i>																	
Taxons		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	Espèces rares	Fréquence
<i>Teucrium chamaedrys</i> L., 1753		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		100,00
<i>Carex flacca</i> Schreb., 1771		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		100,00
<i>Bromopsis erecta</i> (Huds.) Fourr., 1869		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		87,50
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult., 1817		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		87,50
<i>Stachys dubia</i> L., 1753		X				X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		68,75
<i>Globularia bisnagarica</i> L., 1753		X			X	X				X	X	X	X	X	X	X	X		62,50
<i>Teucrium montanum</i> L., 1753		X	X			X	X				X	X	X	X	X	X	X		62,50
<i>Linum suffruticosum</i> subsp. <i>apressum</i> (Caball.) Rivas Mart., 1978			X		X	X				X	X		X	X	X	X	X		50,00
<i>Thymus longicaulis</i> auct.				X	X	X		X							X	X	X		43,75
<i>Koeleria vallesiana</i> (Honck.) Gaudin, 1808									X	X	X	X	X		X	X	X		43,75
<i>Festuca auquieri</i> Kerguelen, 1979									X		X	X			X	X	X		37,50
<i>Galium pumilum</i> Murray, 1770			X			X				X	X		X	X					37,50
<i>Inula montana</i> L., 1753		X	X				X	X		X	X		X		X				37,50
<i>Juniperus communis</i> L., 1753			X	X			X	X		X	X								37,50
<i>Coronilla minima</i> L., 1756			X				X	X		X			X	X					37,50
<i>Asperula cynanchica</i> L., 1753				X			X				X	X	X		X				31,25
<i>Seseli montanum</i> L., 1753							X				X	X	X						25,00
<i>Prunella grandiflora</i> (L.) Schöller, 1775			X										X	X	X	X			25,00
<i>Rubia peregrina</i> L., 1753				X	X						X	X							25,00
<i>Hippocrepis comosa</i> L., 1753										X			X		X				18,75
<i>Centaurea scabiosa</i> L., 1753										X		X							12,50
<i>Ononis pusilla</i> L., 1759													X				X		12,50
<i>Scabiosa columbaria</i> L., 1753							X												6,25
<i>Helichrysum stoechas</i> (L.) Moench, 1794																X			6,25
<i>Poterium sanguisorba</i> L., 1753			X																6,25
<i>Leontodon hispidus</i> L., 1753																		X	0,00
<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862																		X	0,00
<i>Stachys recta</i> L., 1767																		X	0,00
<i>Ligustrum vulgare</i> L., 1753																		X	0,00
<i>Viburnum lantana</i> L., 1753																		X	0,00
<i>Briza media</i> L., 1753																		X	0,00



- Parc panoramis

Végétations observées sur le site :

- Deux groupements relevant du *Mesobromion erecti*, les pelouses mésoxérophiles calcicoles subatlantiques à atlantiques. Ils se distinguent essentiellement par leur niveau de fermeture par *Brachypodium rupestre*. Le groupement plus ouvert est assez riche en thérophytes, éclaté en fragments réduits et occupe environ 10% de la surface du quadrat paysager ; celui présentant une fermeture est plus ou moins fragmenté et occupe environ 40%.
- Groupement relevant du *Rubus ulmifolii* – *Viburnum lantanae*, les fourrés mésoxérophiles calcicoles centro-atlantiques. Cette communauté de fourrés plus ou moins dense occupe environ 25% de la surface du quadrat paysager.
- Groupement qui relèverait du *Geranium sanguinei*, les ourlets mésoxérophiles thermophiles. Cette communauté se retrouve en nappes peu fragmentées autour du fourré et occupe environ 25% du quadrat paysager.

Tab. XXII. Résultats de la lecture 2017 du quadrat de fréquence (Parc Panoramis).

Site	Panoramis (33)																Espèces rares	Fréquence
Date de lecture	15/06/2017																	
Observateur(s)	Kévin ROMEYER (CBNSA)																	
Code suivi	Panoramis_20170615-KR01Q																	
Pente (°)	20°																	
Exposition	Sud-Ouest																	
Type de sol	?																	
Roche mère	Calcaires marneux																	
BRGM 1/1000	Oligocène																	
BRGM 1/50000	Calcaires à Astéries, conglomérat à galets de Muschelkall																	
Sol nu (%)	0	0	0	15	35	0	0	0	5	0	0	5	0	0	0	15		
Litière (%)	30	30	40	20	15	25	20	20	20	30	20	35	30	25	30	15		
Recouvrement strate bryolichénique	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	5		
Strate 1	Pelouse du <i>Mesobromion erecti</i>																	
Hauteur de la strate	20	25	25	20	15	20	20	25	20	20	25	20	30	25	25	20		
Recouvrement de la strate	90	90	80	70	60	85	80	90	80	85	85	75	90	90	85	75		
Taxons	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16		
<i>Lotus corniculatus</i> L., 1753	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		100,00
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult., 1817	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		100,00
<i>Carex flacca</i> Schreb., 1771	X	X		X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X			81,25
<i>Bromopsis erecta</i> (Huds.) Fourr., 1869	X	X	X	X	X	X	X	X	X				X	X	X	X		81,25
<i>Medicago lupulina</i> L., 1753	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X		X	X	X			81,25
<i>Festuca rubra</i> subsp. <i>rubra</i> L., 1753	X	X	X	X		X		X	X	X	X	X	X		X	X		75,00
<i>Rubia peregrina</i> L., 1753						X	X	X	X							X		31,25
<i>Eryngium campestre</i> L., 1753										X	X					X		18,75
<i>Linum strictum</i> L., 1753					X				X							X		18,75
<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill, 1769				X												X		12,50
<i>Acer campestre</i> L., 1753 (juvénile)		X																6,25
<i>Centaurium erythraea</i> subsp. <i>erythraea</i> Rafn, 1800				X														6,25
<i>Foeniculum vulgare</i> Mill., 1768				X														6,25
<i>Vicia cf. tetrasperma</i>						X												6,25
<i>Origanum vulgare</i> L., 1753								X										6,25
Plantule NI			X															6,25
<i>Anacamptis pyramidalis</i> (L.) Rich., 1817																	X	0,00
<i>Silene latifolia</i> Poir., 1789																	X	0,00
<i>Trifolium campestre</i> Schreb., 1804																	X	0,00
<i>Hypericum perforatum</i> L., 1753																	X	0,00
<i>Hippocrepis comosa</i> L., 1753																	X	0,00
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq., 1775																	X	0,00



• Pech de pastur

Végétations observées sur le site :

- Groupement relevant du *Xerobromion erecti*, les pelouses xérophiles calcicoles plus ou moins ouvertes, de caractère subméditerranéen. Cette communauté est peu fragmentée et occupe environ 40% de la surface du quadrat paysager.
- Groupement relevant du *Rubo ulmifolii* – *Viburnion lantanae*, les fourrés mésoxérophiles calcicoles centro-atlantiques. Cette communauté de fourrés prend la forme de plaquages paucispécifiques dominés par *Juniperus communis* de moins d'un mètre de hauteur et de quelques mètres carrés au maximum ; elle occupe environ 35% de la surface du quadrat paysager.
- Groupement qui relèverait du *Geranion sanguinei*, les ourlets mésoxérophiles thermophiles. Cette communauté se retrouve en fragments plus ou moins étendus autour du fourré et occupe environ 25% du quadrat paysager.

Tab. XXIII. Résultats de la lecture 2017 du quadrat de fréquence (Pech de Pastur).

Site	Pastur (47)																Espèces rares	Fréquence
Date de lecture	31/05/2017																	
Observateur(s)	Emilie VALLEZ, Kévin ROMEYER (CBNSA), Florent HERVOUET (CEN 47), Julien MONDION																	
Code suivi	20170631-KR01Q																	
Pente (°)	15°																	
Exposition	Sud-Est																	
Type de sol	Lithosol																	
Roche mère	Calcaires tendres																	
BRGM 1/1000	Oligocène																	
BRGM 1/50000	?																	
Sol nu (%)	5	25	85	85	<5	30	35	50	15	10	60	5	90	75	60	25		
Litière (%)	20	10	<5	<5	10	5	5	<5	20	20	10	20	<5	10	25	15		
Recouvrement strate bryolichénique	60	60	5	10	80	20	5	5	<5	50	<5	10	5	5	5	10		
Strate 1	Pelouse du <i>Xerobromion erecti</i>																	
Hauteur de la strate	10	5	10	5	10	7	10	7	12	5	10	12	7	5	10	20		
Recouvrement de la strate																		
Taxons	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16		
<i>Teucrium chamaedrys</i> L., 1753	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	93,75	
<i>Carex halleriana</i> Asso, 1779	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	93,75	
<i>Fumana procumbens</i> (Dunal) Gren. & Godr., 1847	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	87,50	
<i>Globularia bisnagarica</i> L., 1753	X	X	X	X			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	87,50	
<i>Stachelina dubia</i> L., 1753	X	X	X			X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	81,25	
<i>Hippocrepis comosa</i> L., 1753	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X				75,00	
<i>Teucrium montanum</i> L., 1753	X	X	X		X	X	X	X		X	X	X	X		X		68,75	
<i>Bromopsis erecta</i> (Huds.) Fourr., 1869		X	X	X	X	X			X	X	X	X				X	68,75	
<i>Dorycnium pentaphyllum</i> Scop., 1772	X	X		X							X	X		X	X	X	50,00	
<i>Festuca gr. ovina</i>	X				X		X	X	X	X				X		X	50,00	
<i>Cf. Carthamus</i> L., 1753	X	X						X	X	X						X	37,50	
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult., 1817	X				X							X		X	X		31,25	
<i>Linum suffruticosum</i> L., 1753	X	X				X					X						25,00	
<i>Galium pumilum</i> Murray, 1770									X	X		X			X		25,00	
<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862					X		X										12,50	
<i>Potentilla verna</i> L., 1753	X	X															12,50	
<i>Cirsium acaulon</i> (L.) Scop., 1769		X										X					12,50	
<i>Eryngium campestre</i> L., 1753							X										6,25	
<i>Seseli montanum</i> L., 1753										X							6,25	
<i>Euphrasia</i> L., 1753										X							6,25	
<i>Serapias vomeracea</i> (Burm.f.) Briq., 1910													X				6,25	
<i>Vulpia unilateralis</i> (L.) Stace, 1978														X			6,25	
<i>Catapodium rigidum</i> (L.) C.E.Hubb., 1953														X			6,25	
Plante NI					X												6,25	
<i>Briza media</i> L., 1753																X	0,00	
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds., 1762																X	0,00	
<i>Juniperus communis</i> L., 1753																X	0,00	
<i>Thymus cf. longicaulis</i> auct.																X	0,00	
<i>Helichrysum stoechas</i> (L.) Moench, 1794																X	0,00	
<i>Rubia peregrina</i> L., 1753																X	0,00	
<i>Quercus pubescens</i> Willd., 1805																X	0,00	
<i>Carex flacca</i> Schreb., 1771																X	0,00	
<i>Centaurea</i> L., 1753																X	0,00	
<i>Dorycnium hirsutum</i> (L.) Ser., 1825																X	0,00	



• Pech d'eybènes

Végétations observées sur le site :

- Deux groupements relevant du *Xerobromion erecti*, les pelouses xérophiiles calcicoles plus ou moins ouvertes, de caractère subméditerranéen. Ils se distinguent essentiellement par leur niveau de fermeture par *Brachypodium rupestre*. Le groupement plus ouvert est peu fragmenté et occupe environ 30% de la surface du quadrat paysager ; celui présentant une fermeture est également peu fragmenté et occupe environ 35%.
- Groupement relevant du *Rubus ulmifolii* – *Viburnion lantanae*, les fourrés mésoxérophiiles calcicoles centro-atlantiques. Cette communauté de fourrés assez fragmentée occupe environ 20% de la surface du quadrat paysager.
- Groupement qui relèverait du *Geranion sanguinei*, les ourlets mésoxérophiiles thermophiles. Cette communauté se retrouve en fragments plus ou moins étendus autour du fourré et occupe environ 15% du quadrat paysager.

Tab. XXIV. Résultats de la lecture 2017 du quadrat de fréquence (Pech d'Eybènes).

Site	Eybènes (24)																Espèces rares	Fréquence
Date de lecture	16/05/2017																	
Observateur(s)	Kévin ROMEYER (CBNSA)																	
Code suivi	20130626-ALF02Q																	
Pente (°)	40°																	
Exposition	Sud																	
Type de sol	Lithosol																	
Roche mère	Calcaires dures compact																	
BRGM 1/1000	Jurassique supérieur																	
BRGM 1/50000	Jurassique. Callovien : calcaire micritique gris en bancs à Trocholines																	
Sol nu (%)	55	30	50	40	40	60	50	30	60	55	45	70	30	30	40	35		
Litière (%)	5	10	5	5	5	3	3	5	3	10	10	5	10	5	5	10		
Recouvrement strate bryolichénique	0	10	3	5	3	0	3	10	5	10	15	3	15	10	15	5		
Strate 1	Pelouse du <i>Xerobromion erecti</i>																	
Hauteur de la strate	5	5	3	3	5	3	5	5	3	3	3	3	5	5	3	3		
Recouvrement de la strate	40	65	45	55	55	35	45	55	35	40	45	30	60	55	50	55		
Taxons	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16		
<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		100,00
<i>Asperula cynanchica</i> L., 1753	X		X	X		X	X	X		X		X	X	X	X			68,75
<i>Koeleria vallesiana</i> (Honck.) Gaudin, 1808			X	X	X	X				X	X		X	X	X			62,50
<i>Teucrium chamaedrys</i> L., 1753	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		100,00
<i>Tanacetum corymbosum</i> (L.) Sch.Bip., 1844	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		93,75
<i>Pimpinella saxifraga</i> L., 1753		X	X		X		X	X							X	X		43,75
<i>Scabiosa columbaria</i> L., 1753		X			X		X							X	X	X		37,50
<i>Seseli montanum</i> L., 1753		X		X	X	X			X	X	X	X	X			X		62,50
<i>Globularia bisnagarica</i> L., 1753						X	X	X	X							X		31,25
<i>Campanula rotundifolia</i> L., 1753		X													X			12,50
<i>Carex flacca</i> Schreb., 1771					X	X		X	X	X	X	X		X	X	X		62,50
<i>Euphorbia cyparissias</i> L., 1753	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		87,50
Cf. <i>Solidago virgaurea</i> L., 1753	X		X		X								X	X				31,25
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult., 1817	X	X						X		X	X	X						37,50
<i>Linum tenuifolium</i> L., 1753					X		X							X				18,75
Cf. <i>Leondodon hispidus</i> L., 1753		X	X															12,50
<i>Fumana procumbens</i> (Dunal) Gren. & Godr., 1847					X													6,25
<i>Origanum vulgare</i> L., 1753													X					6,25
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L., 1753															X			6,25
<i>Cirsium acaulon</i> (L.) Scop., 1769														X				6,25
<i>Thymus cf. longicaulis</i> auct.									X									6,25
Plante NI										X								6,25
<i>Helichrysum stoechas</i> (L.) Moench, 1794																	X	0,00
<i>Inula montana</i> L., 1753																	X	0,00
<i>Briza media</i> L., 1753																	X	0,00
<i>Iberis amara</i> L., 1753																	X	0,00
<i>Hypericum perforatum</i> L., 1753																	X	0,00
<i>Juniperus communis</i> L., 1753																	X	0,00



• Plateau d'argentine

Végétations observées sur le site :

- Deux groupements relevant du *Xerobromion erecti*, les pelouses xérophiles calcicoles plus ou moins ouvertes, de caractère subméditerranéen. Ils se distinguent essentiellement par leur niveau de fermeture par *Sesleria caerulea*. Le groupement plus ouvert est peu fragmenté et occupe environ 65% de la surface du quadrat paysager ; celui présentant une fermeture est également plus éclaté et occupe environ 10%.
- Deux groupements relevant du *Rubus ulmifolii* - *Viburnum lantanae*, les fourrés mésoxérophiles calcicoles centro-atlantiques. L'un prend la forme de plaquages monospécifiques à *Juniperus communis* assez fragmentés de moins d'un mètre de hauteur ; il occupe environ 10% du quadrat paysager. Le second est plus riche en espèces de fourré (*Viburnum lantana*, *Prunus mahaleb*, *Ligustrum vulgare*), plus haut (1,5 à 2,5 mètres) mais également assez fragmenté. Il occupe environ 10 % du quadrat paysager.
- Groupement qui relèverait du *Trachynion distachyae*, les pelouses à thérophytes méso à xérophiles calcicoles subméditerranéennes. Cette communauté se retrouve en fragments réduits et occupe moins de 5% du quadrat paysager.

Tab. XXV. Résultats de la lecture 2017 du quadrat de fréquence (Plateau d'Argentine).

Site	Plateau Argentine (24)																Espèces rares	Fréquence (%)
Date de lecture	24/05/2017																	
Observateur(s)	Kévin ROMEYER (CBNSA)																	
Code suivi	20130530-ALF01Q																	
Pente (°)	17°																	
Exposition	Sud-Ouest																	
Type de sol	Lithosol																	
Roche mère	Calcaires durs compact																	
BRGM 1/1000	Crétacé supérieur																	
BRGM 1/50000	Turonien. "Angoumien" supérieur : calcaires cryptocristallins et calcaires graveleux à Rudistes																	
Sol nu (%)	75	55	45	45	15	15	5	25	25	20	30	35	45	20	0	40		
Litière (%)	3	5	3	3	5	10	5	15	10	5	5	5	5	3	15	5		
Recouvrement strate bryolichénique	10	10	45	40	75	70	65	25	30	50	55	55	35	60	60	40		
Stratification	Pelouse du <i>Xerobromion erecti</i>																	
Hauteur de la strate	3	3	3	3	5	3	5	5	5	7	5	5	3	7	10	5		
Recouvrement de la strate	20	45	10	15	35	35	60	50	45	40	15	15	15	20	65	15		
Taxons	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16		
<i>Thymus cf. longicaulis</i> auct.	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Festuca auquieri</i> Kerguelen, 1979	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	93,75	
<i>Fumana procumbens</i> (Dunal) Gren. & Godr., 1847	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	87,50	
<i>Euphorbia exigua</i> L., 1753	X	X	X	X	X	X		X		X		X	X	X	X	X	87,50	
<i>Convolvulus cantabrica</i> L., 1753				X	X	X	X	X		X			X	X	X	X	68,75	
<i>Koeleria vallesiana</i> (Honck.) Gaudin, 1808	X	X	X		X	X			X			X		X	X	X	62,50	
<i>Helichrysum stoechas</i> (L.) Moench, 1794								X	X	X		X		X		X	56,25	
<i>Seseli montanum</i> L., 1753	X	X				X	X						X				37,50	
<i>Arenaria controversa</i> Boiss., 1840					X	X		X	X						X		31,25	
<i>Inula montana</i> L., 1753			X	X					X					X			31,25	
<i>Taraxacum cf. tortilobum</i> Florstr., 1914									X				X	X	X	X	25,00	
<i>Euphorbia seguieriana</i> Neck., 1770			X						X				X				25,00	
<i>Teucrium chamaedrys</i> L., 1753	X	X							X								18,75	
<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill, 1769							X						X				18,75	
<i>Euphrasia stricta</i> D.Wolff ex J.F.Lehm., 1809						X		X									12,50	
<i>Potentilla verna</i> L., 1753						X	X										12,50	
<i>Helianthemum canum</i> (L.) Baumg., 1816							X						X				12,50	
<i>Leontodon hispidus</i> L., 1753															X		6,25	
<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862									X								6,25	
<i>Medicago minima</i> (L.) L., 1754															X		6,25	
<i>Globularia bisnagarica</i> L., 1753									X								6,25	
<i>Galium pumilum</i> Murray, 1770														X			6,25	
<i>Teucrium montanum</i> L., 1753																	X	
<i>Carex cf. humilis</i> Leyss., 1758																	X	
<i>Eryngium campestre</i> L., 1753																	X	



- Terte de thouil

Végétations observées sur le site :

- Deux d'entre eux relèvent du *Mesobromion erecti*, les pelouses mésoxérophiles calcicoles subatlantiques à atlantiques. Ils sont bien délimités spatialement et se distinguent essentiellement par leur niveau de fermeture par *Brachypodium rupestre*. Le groupement plus ouvert est assez riche en thérophytes, il est peu fragmenté et occupe environ 55% de la surface du quadrat paysager ; celui présentant une fermeture est également peu fragmenté et occupe environ 45%.
- Groupement relevant du *Rubo ulmifolii* – *Viburnion lantanae*, les fourrés mésoxérophiles calcicoles centro-atlantiques. Cette communauté de fourrés dense et bien structurée est absente du quadrat paysager mais bien représentée sur les marges de la zone d'étude.

Tab. XXVI. Résultats de la lecture 2017 du quadrat de fréquence (Terte de Thouil).

Site		Thouil (33)																Espèces rares	Fréquence
Date de lecture		16/06/2017																	
Observateur(s)		Kévin ROMEYER (CBNSA), Fanny MALLARD (Cistude Nature)																	
Code suivi		20170616-KR01Q																	
Pente (°)		10°																	
Exposition		Sud-Est																	
Type de sol		?																	
Roche mère		Argiles																	
BRGM 1/1000		Oligocène																	
BRGM 1/50000		Formations fluvio-lacustres. Argiles vertes carbonatées et sables feldspathiques																	
Sol nu (%)		75	20	50	40	70	40	35	35	5	35	25	75	40	65	50	10		
Litière (%)		5	10	5	5	3	5	5	3	3	10	5	5	10	10	10	10		
Recouvrement strate bryolichénique		5	30	15	5	3	3	5	7	70	15	5	15	3	0	5	35		
Strate 1		Pelouse du <i>Mesobromion erecti</i>																	
Hauteur de la strate		5	5	3	7	3	5	5	5	10	7	5	5	5	5	5	5		
Recouvrement de la strate		15	65	40	65	35	60	65	65	50	60	70	20	60	30	45	60		
Taxons		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16		
<i>Hippocrepis comosa</i> L., 1753	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Ononis cf. spinosa</i> subsp. <i>spinosa</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam., 1779		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Bromopsis erecta</i> (Huds.) Fourr., 1869	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Poterium sanguisorba</i> L., 1753	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult., 1817	X						X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Centaurium erythraea</i> Rafn., 1800	X	X	X						X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Leontodon hispidus</i> L., 1753			X			X	X	X	X	X	X					X			
<i>Plantago lanceolata</i> L., 1753				X	X	X		X	X	X	X			X					
<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862							X	X	X	X	X		X						
<i>Linum strictum</i> L., 1753				X			X	X	X	X	X					X			
<i>Thesium humifusum</i> DC., 1815	X				X	X				X	X								
<i>Prunella grandiflora</i> (L.) Schöller, 1775	X				X	X						X			X				
<i>Medicago cf. lupulina</i> L., 1753			X		X	X					X								
<i>Daucus carota</i> L., 1753								X	X	X	X				X				
<i>Lotus corniculatus</i> L., 1753							X	X	X	X	X						X		
<i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Mill., 1768			X										X	X					
<i>Convolvulus arvensis</i> L., 1753								X	X	X	X						X		
<i>Carex flacca</i> Schreb., 1771														X	X				
<i>Seseli montanum</i> L., 1753				X				X											
<i>Hainardia cylindrica</i> (Willd.) Greuter, 1967					X							X							
<i>Euphorbia exigua</i> L., 1753						X			X										
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds., 1762										X									
<i>Danthonia decumbens</i> (L.) DC., 1805												X							
<i>Hypericum perforatum</i> L., 1753										X									
<i>Linum suffruticosum</i> subsp. <i>apressum</i> (Caball.) Rivas Mart., 1978												X							
<i>Lysimachia arvensis</i> (L.) U.Manns & Anderb., 2009												X							
<i>Quercus pubescens</i> Willd., 1805																X	0,00		
<i>Agrostis capillaris</i> L., 1753																X	0,00		
<i>Vitis vinifera</i> subsp. <i>vinifera</i> L., 1753																X	0,00		
<i>Centaurea debeauxii</i> Godr. & Gren., 1850																X	0,00		
<i>Asperula cynanchica</i> L., 1753																X	0,00		
<i>Festuca arundinacea</i> Schreb., 1771																X	0,00		



• Vallée du Boudouyssou

Végétations observées sur le site :

- Groupement relevant du *Xerobromion erecti*, les pelouses xérophiles calcicoles plus ou moins ouvertes, de caractère subméditerranéen. Cette communauté est peu fragmentée et occupe environ 50% de la surface du quadrat paysager.
- Groupement relevant du *Rubio ulmifolii* – *Viburnion lantanae*, les fourrés mésoxérophiles calcicoles centro-atlantiques. Cette communauté de fourrés assez diversifiée et plus ou moins fragmentée occupe environ 25% de la surface du quadrat paysager.
- Groupement qui relèverait de l'*Alyso alyssoidis* – *Sedion albi*, les pelouses xérophiles de dalles calcaires subatlantiques, riches en annuelles. Cette communauté colonise les fragments de roches affleurantes et occupe environ 5% du quadrat paysager.
- Groupement qui relèverait du *Trachynion distachyae*, les pelouses à thérophytes méso à xérophiles calcicoles subméditerranéennes. Cette communauté est peu fragmentée et occupe environ 20% du quadrat paysager.

Tab. XXVII. Résultats de la lecture 2017 du quadrat de fréquence (Vallée du Boudouyssou).

Site	Boudouyssou (47)																Espèces rares	Fréquence
Date de lecture	01/06/2017																	
Observateur(s)	Kévin ROMEYER (CBNSA)																	
Code suivi	20130611-ALF01Q																	
Pente (°)	5°																	
Exposition	Sud-Ouest																	
Type de sol	Lithosol																	
Roche mère	Calcaires tendres																	
BRGM 1/1000	Miocène																	
BRGM 1/50000	Tertiaire ; Miocène ; Calcaires de l'Agenais : calcaires lacustres blancs micritiques																	
Sol nu (%)	10	15	3	45	10	40	0	15	10	10	5	5	10	20	10	5		
Litière (%)	20	10	35	20	60	35	55	30	50	40	60	30	50	40	35	45		
Recouvrement strate bryolichénique	40	25	30	15	20	10	25	15	20	55	75	15	40	55	25	20		
Strate 1	Pelouse annuelle du <i>Trachynion distachyae</i>																	
Hauteur de la strate	5	5	5	3	3	5	7	7	5	5	3	8	5	5	5	7		
Recouvrement de la strate	45	55	45	35	15	15	30	45	15	20	15	70	50	35	55	50		
Strate 2	Rhamnus alaternus																	
Taxons	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16		
<i>Brachypodium distachyon</i> (L.) P.Beauv., 1812	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Convolvulus cantabrica</i> L., 1753	X	X	X		X	X		X	X	X		X		X	X	X		
<i>Fumana procumbens</i> (Dunal) Gren. & Godr., 1847				X	X							X	X	X	X	X		
<i>Cerastium cf. pumilum</i> Curtis, 1777	X	X	X		X	X												
<i>Festuca auquieri</i> Kerguelen, 1979							X	X				X	X			X		
<i>Euphorbia exigua</i> L., 1753	X		X				X											
<i>Seseli montanum</i> L., 1753							X	X										
<i>Arenaria serpyllifolia</i> L., 1753					X								X					
<i>Sedum sediforme</i> (Jacq.) Pau, 1909				X	X													
<i>Odontites cf. luteus</i> (L.) Clairv., 1811	X																	
<i>Bupleurum baldense</i> Turra, 1764													X					
<i>Bromopsis erecta</i> (Huds.) Fourr., 1869	X																	
<i>Eryngium campestre</i> L., 1753					X													
<i>Stachys recta</i> L., 1767							X											
<i>Thymus longicaulis</i> auct.												X						
<i>Medicago minima</i> (L.) L., 1754																X		
<i>Teucrium chamaedrys</i> L., 1753																X		
<i>Bombycilaena erecta</i> (L.) Smoljan., 1955																X		
<i>Rhamnus alaternus</i> L., 1753																X		
<i>Inula montana</i> L., 1753																X		
<i>Ononis cf. striata</i> Gouan, 1773																X		
<i>Poterium sanguisorba</i> L., 1753																X		
<i>Helichrysum stoechas</i> (L.) Moench, 1794																X		
<i>Potentilla verna</i> L., 1753																X		
<i>Asperula cynanchica</i> L., 1753																X		

4.1.3 Discussion

Au total, sur les 18 sites échantillonnés, des végétations relevant de 8 alliances phytosociologiques différentes ont pu être mises en évidence mais une analyse approfondie des relevés phytosociologiques sera nécessaire pour affiner la description écologique et dynamique des sites. Par ailleurs, parmi les quelques 650 taxons observés historiquement sur l'ensemble des sites, près de 300 ont été contactés en 2017. Cette différence s'explique essentiellement par la présence de données floristiques géographiquement imprécises dans l'OBV (atlas en ligne ofsa.fr) et dont une partie provient bien de la zone étudiée sur chaque site et une autre partie provient de secteurs marginaux à ses zones d'étude. Bien qu'elles ne soient pas exhaustives, compte-tenu de la surface des sites, ces listes floristiques et de végétations fournissent un état de référence qui pourra servir lors des prochaines lectures des dispositifs de suivi.

Les protocoles énoncés semblent assez précis et adaptés pour répondre à la problématique de l'évolution des communautés par rapport au changement climatique car ils intègrent plusieurs échelles spatiales et temporelles permettant la détection de variations floristiques et structurales au sein de ces communautés. Toutefois, quelques questions persistent concernant le temps et l'effort d'échantillonnage exigés avec ces méthodes, notamment à l'échelle du quadrat de fréquence. Actuellement sur chacun des sites suivis, un unique dispositif de quadrat de fréquence est mis en place et relu à travers 16 sous-quadrats élémentaires. Les réflexions actuelles tendent à faire évoluer le protocole vers un échantillonnage plus conséquent des sites par 2 ou 3 quadrats de fréquence qui seraient relus par 9 sous-quadrats élémentaires au lieu de 16. Cela permettrait de répartir le temps de lecture sur une plus grande surface et ainsi nuancer les résultats obtenus à partir d'un unique quadrat grâce à des répliquas (BESNARD & SALLES, 2010). Cette option a été choisie pour le suivi des pelouses sèches en Poitou-Charentes (ROYER, 1982 ; BOULLET & GEHU, 1984 ; ROYER, 1984 ; LE FOULER, 2013 ; FY & BISSOT, 2014). Des comparaisons statistiques complémentaires orienteront le choix de la méthode finale.

D'autre part, des réflexions se portent sur l'utilisation d'images en haute définition acquises par drone à l'échelle des sites. Cela serait notamment intéressant à exploiter dans le cas de microcartographies des végétations et permettrait d'améliorer la qualité d'analyse à l'échelle du quadrat paysager.

Dans le cas des pelouses sèches calcicoles, les analyses et la modélisation des effets du changement climatique porteront sur plusieurs aspects.

- Tout d'abord, l'enrichissement présumé en espèces xéro-thermophiles d'est en ouest, et vers le nord comme vers le sud de la région.
- Ensuite, la régression potentielle d'espèces plus mésophiles et d'affinité atlantique.
- Enfin, la progression des cortèges d'espèces annuelles au sein des pelouses et la régression ou la perte de certaines vivaces hémicryptophytes.

Une analyse des traits de vie des espèces et de leur spectre chorologique pour chaque site permettra, en lien avec les scénarios climatiques du GIEC (NAKICENOVIC *et al.*, 2000), de modéliser la niche écologique potentielle future pour les espèces présentant une sensibilité positive (augmentation de la fréquence sur les sites, élargissement de l'aire de répartition) ou négative (diminution de la fréquence, extinction locale).

L'existence d'un réseau de suivi des pelouses sèches en Nouvelle-Aquitaine développé dans le cadre d'autres programmes et par d'autres structures (Natura 2000, CEN Aquitaine, Laboratoire BIOGECO)



forme un appui intéressant en terme historique. En effet, l'intégration des données floristiques acquises à travers ce réseau pour des analyses et modélisations apporterait une robustesse statistique plus importante aux résultats, grâce à une meilleure représentativité. Cette démarche devra toutefois être approfondie par rapport à la compatibilité des protocoles, la fiabilité des données collectées et discutée avec les gestionnaires des suivis.

A l'échelle de l'ex-Aquitaine, le travail de l'année 2018 sur les habitats de pelouses calcicoles se concentrera sur l'analyse descriptive et typologique des données récoltées en 2017 (spectre chorologique, spectre des types biologiques, diagnostic phytoécologique). Ces éléments apporteront une meilleure connaissance des conditions stationnelles sur chaque site et serviront de support d'analyse pour la seconde lecture des dispositifs prévue en 2019. Une mise en place de nouveaux dispositifs de suivi sur quelques sites complémentaires pourra également être réalisée en 2018.

En ce qui concerne les ex-régions Limousin et Poitou-Charentes, l'année 2018 sera consacrée à la sélection des sites à suivre. La mise en place et la première lecture de dispositifs avec un ajustement des protocoles pourront être effectuées sur quelques-uns des sites identifiés.

4.2 Populations de lépidoptères et d'ascalaphes de pelouse calcicole

Auteurs : Fanny Mallard, Sandy Bulté, Pierre-Yves Gourvil, Contributeur : David Soulet

Les lépidoptères sont reconnus comme l'un des groupes indicateurs du changement climatique. Ils sont fortement liés aux plantes hôtes et nectarifères de l'habitat. Ils sont poïkilothermes c'est-à-dire qu'ils sont dépendants de la température du milieu et de la température locale de leur habitat pour leur activité (KLECKOVA & KLECKA, 2016). En France et à travers la Nouvelle-Aquitaine, ils font l'objet de programmes de surveillance approfondie.

Les pelouses calcicoles ont été identifiées comme milieu sec potentiellement impacté par le changement climatique. Le cortège floristique de ces pelouses pourrait connaître d'importantes modifications (§4.1). Ces changements sont susceptibles d'impacter les communautés de lépidoptères et d'ascalaphes associées à ces milieux, dont certaines espèces dépendent de plantes spécifiques appelées plantes hôtes spécifiques à ces milieux. De plus, l'optimum de développement des lépidoptères et des ascalaphes, comme pour les autres insectes, risque d'être influencé par le réchauffement climatique provoquant des évolutions spatio-temporelles des cortèges. Ainsi, plusieurs hypothèses peuvent être émises quant à leur réponse face au changement climatique. Certaines espèces pourraient soit être sujettes à des disparitions locales, soit capables de s'adapter au nouveau contexte environnemental, soit de déplacer leur aire de répartition pour suivre les conditions qui leur conviennent. Des espèces d'affinité méditerranéenne, telle que le Citron de Provence (*Gonepteryx cleopatra*) pourraient apparaître ou bien se développer davantage.

Ainsi, l'objectif de cette étude est de déterminer les effets spatio-temporels du changement climatique sur les populations de lépidoptères et d'ascalaphes des pelouses calcicoles de la Nouvelle-Aquitaine et d'identifier, par la suite, différents scénarios de répartition des espèces et de structure des assemblages.

4.2.1 Matériel et méthodes

- Sélection des sites

Une hypothèse de travail posée pour la sélection des sites d'étude est de s'appuyer sur un état de conservation des sites limitant autant que possible l'influence de facteurs anthropiques autres qui pourraient impacter la biodiversité et ne permettraient pas de dissocier l'effet du changement climatique de ces autres facteurs. Cet état de conservation est qualifié de "bon" dans cette étude. Ainsi, les réponses de la biodiversité observées dans un site devraient être liées principalement aux effets du changement climatique.

D'après la Directive habitat (DIRECTIVE 92/43/CEE DU CONSEIL du 21 mai 1992), l'état de conservation d'un habitat naturel est défini par l'évaluation des effets de l'ensemble des pressions agissant sur cet habitat et sur les espèces typiques qu'il abrite et qui peuvent affecter à long terme sa répartition naturelle, sa structure et ses fonctions, ainsi que la survie de ses espèces typiques. Le milieu est considéré comme favorable par plusieurs critères.

L'état de conservation des espèces végétales typiques de l'habitat doit leur être propice. Elles doivent être le moins possible soumises aux effets de l'ensemble des pressions qui, agissant sur

l'espèce, peuvent affecter à long terme la répartition et l'importance de ses populations sur le territoire (BOUZILLE, 2007). En 2016, une pré-sélection de 31 sites de pelouse calcicole, dont l'état de conservation de l'habitat est qualifié de « bon état », a été réalisée par le CBN Sud-Atlantique (Fig. 54). Cette sélection s'est appuyée sur l'évaluation de l'état de conservation des pelouses calcicoles d'Aquitaine, réalisée dans le cadre du schéma pluriannuel de suivi des habitats d'intérêts communautaires (HIC) de la région Aquitaine mis en place par le CBN Sud-Atlantique (LE FOULER & CAZE, 2012 ; LE FOULER, 2013).

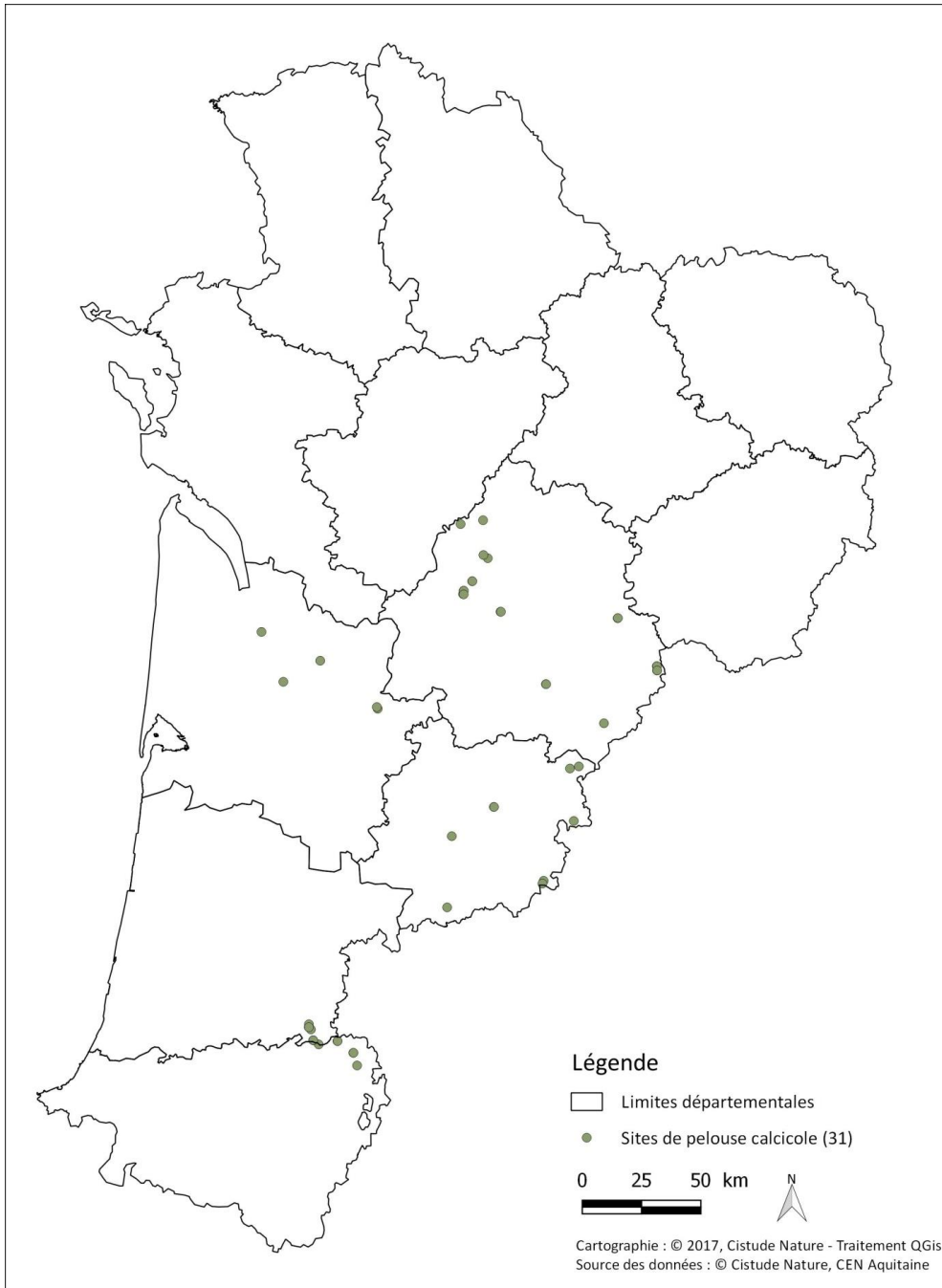
L'habitat doit également avoir une aire de répartition naturelle ainsi que des superficies stables ou en extension (BOUZILLE, 2007). La maîtrise foncière permet d'assurer la pérennité de l'habitat dans le temps. Les sites publics et les sites privés conventionnés auprès du CEN Aquitaine sont favorisés. Les sites bénéficient d'une gestion écologique constante. La gestion doit être en accord avec la période des suivis (pas d'intervention entre mai et août) afin de minimiser les perturbations de la gestion sur les cortèges de lépidoptères au moment des suivis (absence de plante nectarifère causée par la fauche ou par l'abrutissement par le bétail).

La structure et les fonctions spécifiques nécessaires au maintien à long terme de l'habitat existent et sont susceptibles de perdurer dans un avenir prévisible (BOUZILLE, 2007). Les sites privilégiés sont connectés potentiellement à d'autres pelouses calcicoles permettant d'assurer des échanges entre les habitats, offrant aux espèces des conditions favorables à leur déplacement et à l'accomplissement de leur cycle de vie. Une surface importante permet de limiter l'influence d'autres facteurs anthropiques. La surface définie pour les pelouses calcicoles doit être en pratique suffisante pour positionner un transect de 100 m dans l'habitat. Les sites sont également distants d'au moins 50 m des activités anthropiques qui pourraient fragmenter les populations de lépidoptères (VAN BOHEMEN, 1998 ; MALLARD, 2014)..

Afin de pouvoir comparer les habitats de même nature, il est nécessaire d'écarter les causes de variations qui déterminent des conditions écologiques particulières (FAURIE *et al.*, 2011). Les sites choisis de pelouses calcicoles sont exposés sud et composés d'une végétation homogène d'un seul tenant afin de minimiser le nombre de paramètres climatiques et édaphiques. Ces critères permettent d'écarter les causes de variations qui déterminent des conditions écologiques particulières (FAURIE *et al.*, 2011).

En terme pratique, les sites ont un accès facile permettant la réalisation de campagnes de relevés standardisées. Les coteaux accessibles par des terrains privés sont écartés.

Les sites sélectionnés ont une répartition spatialement équilibrée à travers la région Aquitaine. La répartition spatiale de l'effort d'échantillonnage permettra de mettre en évidence des variations de réponse du cortège étudié à différentes latitudes. La littérature scientifique indique que, parmi la faune, les espèces de lépidoptères sont celles qui ont répondu le plus aux changements climatiques, notamment en modifiant leurs aires de répartition vers le nord (WILSON & MACLEAN, 2011).



Situation géographique des sites prospectés pour les suivis lépidoptères en pelouse calcicole.

Fig. 54. Situation géographique des pelouses calcicoles prospectées pour les suivis lépidoptères et ascalaphes.

• Description des sites choisis

Sur 31 sites de pelouse calcicole prospectés en 2016, 20 sites ont été retenus pour répondre aux critères énoncés précédemment dont 16 sites ont été suivis en 2016 (Fig. 55., Tab. XXVIII). En 2017, deux sites ont fait l'objet d'un remplacement. Le premier site correspond au site « Vallée de l'Isle », situé en Dordogne, pour lequel le propriétaire a refusé l'accès à sa parcelle pour des raisons personnelles. Ce site a été remplacé par le site « Coteau de Milauvieux » en Dordogne. Le deuxième site correspond au site « Ruisseau des Gascons » situé dans le Lot-et-Garonne et pour lequel l'un des propriétaires a

exprimé catégoriquement son refus d'accès à ses parcelles par peur de contraintes. Ce site a été remplacé par le site « coteau de Grousset » situé à quelques kilomètres du site initial.



Sites validés pour les suivis du cortège de lépidoptères et d'ascalaphes en pelouse calcicole.

Fig. 55. Situation géographique des sites validés pour les suivis de lépidoptères et d'ascalaphes de pelouses calcicoles.



Tab. XXVIII. Caractéristiques des sites de suivis du cortège de lépidoptères et d'ascalaphes de pelouses calcicoles

Dép.	Commune	Dénomination	Superficie	Statut	Code statut	Gestionnaire	Accord	Statut de validation	Transects	Station météo	Structure en charge des suivis	Observateurs 2016	Observateurs 2017
24	Borrèze	Coteau de Borrèze	7.5 ha	Natura 2000	FR7200676	Privé	Oui	Validé	3	Oui	CEN Aquitaine	Duhazé Benoit	Duhazé Benoit
24	Borrèze	Coteau d'Eybènes	8.2 ha	Natura 2000	FR7200676	Privé	Oui sur une partie. En cours pour le reste	Validé	2	Oui	CEN Aquitaine	Duhazé Benoit	Duhazé Benoit
24	Saint-Victor	Coteau du Breuilh	11.6 ha	Natura 2000 / Site CEN	FR7200670	Privé géré par le CEN Aquitaine	Oui	Validé	3	Oui	CEN Aquitaine	Pas prospecté en 2016	Duhazé Benoit
24	Les Farges	Vallée de la Vézère	3.3 ha	Site CEN	/	CEN Aquitaine	Oui	Validé	2	Oui	Cistude Nature	Mallard Fanny	Bulté Sandy
24	La Rochebeaucourt et Argentine	Plateau d'Argentine	26 ha	Natura 2000	FR7200810	Commune/P NR Périgord	Oui	Validé	6	Oui	Cistude Nature	Mallard Fanny	Bulté Sandy
24	Saint Pompont	Causse de Daglan	14 ha	Natura 2000	FR7200672	Privé	Oui	Validé	8	Oui	Cistude Nature	Mallard Fanny	Bulté Sandy
24	Saint Sulpice de Roumagnac	Coteau de la Panche	3.8 ha	/	/	Privé	En cours	En cours	2	Non	Cistude Nature	Pas prospecté en 2016	Bulté Sandy
24	Saint-Pardoux de Drone	Coteau des Fontenelles	11.7 ha	/	/	Privé	Oui	Validé	4	Oui	Cistude Nature	Pas prospecté en 2016	Bulté Sandy
24	Trémolat	Coteau de Trémolat	5.9 ha	Natura 2000	FR7200664	Privé	Oui	Validé	3	Oui	Cistude Nature	Mallard Fanny	Bulté Sandy
24	Rudeau-Ladosse	Coteau de Milauvieux		Natura 2000	FR7200663	Privé	Oui	Validé	2	Oui	Cistude Nature	Pas prospecté en 2016	Bulté Sandy
33	Pujols	Coteau de Pujols	3.9 ha	Site CEN / ZNIEFF1	Z000000443	CEN Aquitaine	Oui	Validé	3	Oui	CEN Aquitaine	Mallard Fanny	Lessieur David
33	Bassens	Parc Panoramis	6.3 ha	/	/	Commune	Oui	Validé	1	Oui	Cistude Nature	Mallard Fanny	Bulté Sandy
33	Villegouge	Tertre de Thouil	9 ha	ZNIEFF1	Z000000440	Privé	Oui	Validé	1	Oui	Cistude Nature	Mallard Fanny	Bulté Sandy
40	Payros-Cazautet	Coteau de Payros-Cazautet	2.5 ha	Natura 2000	FR7200771	Privé	Oui	Validé	2	Oui	CEN Aquitaine	Gourvil Pierre-Yves	Caubet Simon
40	Pimbo	Coteau du Moulin	2 ha	Natura 2000	FR7200771	Conseil Départemental des Landes	Oui	Validé	2	Oui	CEN Aquitaine	Gourvil Pierre-Yves	Caubet Simon



les sentinelles du climat

Dép.	Commune	Dénomination	Superficie	Statut	Code statut	Gestionnaire	Accord	Statut de validation	Transects	Station météo	Structure en charge des suivis	Observateurs 2016	Observateurs 2017
47	Pinel Hauterive	Pech de Pastour	1.7 ha	Site CEN	/	CEN Aquitaine	Oui	Validé	1	Oui	CEN Aquitaine	Mallard Fanny (Cistude Nature)	Hervouet Florent
47	Tournon d'Agenais	Vallée du Boudouyssou	3.6 ha	Natura 2000	FR7200733	Privé	Oui	Validé	4	Oui	Cistude Nature	Mallard Fanny	Bulté Sandy
47	Saint-Urcisse	Grousset	1.6 ha	Natura 2000	FR7200736	Privé	Oui	Validé	1	Oui	Cistude Nature	Pas prospecté en 2016	Bulté Sandy
64	Cadillon	Coteau de Cadillon	4.4 ha	Site CEN	/	CEN Aquitaine	Oui	Validé	2	Oui	CEN Aquitaine	Gourvil Pierre-Yves	Caubet Simon
64	Garlin	Coteau de Mounicou	1.4 ha	Site CEN	/	CEN Aquitaine	Oui	Validé	2	Oui	CEN Aquitaine	Gourvil Pierre-Yves	Caubet Simon
24	Rzac sur l'Isle	Vallée de l'Isle	4.3 ha	/	/	Privé	Non, site abandonné	Abandonné	2	Non	Cistude Nature	Mallard Fanny	/ Site non retenu.
47	Saint Urcisse	Ruisseau des Gascons	4.9 ha	Natura 2000	FR7200736	Privé	Non, site abandonné	Abandonné	5	Non	Cistude Nature	Mallard Fanny	/ Site non retenu.

• Définition et positionnement des points d'échantillonnage

La méthodologie de comptage des lépidoptères est basée sur le programme national du suivi temporel des Rhopalocères de France (STERF) du programme d'observatoires de la biodiversité Vigie-Nature (MANIL & HENRY, 2007).

Pour pouvoir comparer les comptages entre transects, il est souhaitable que l'effort de comptage soit standardisé. Les transects sont donc parcourus en un temps identique (10 ± 1 min.). Cette contrainte de temps détermine la longueur de chaque transect, les plus courts étant liés à un milieu riche (MANIL & HENRY, 2007). La longueur du transect définie en pelouse calcicole est de 100 m. Cette longueur a été déterminée suivant la vitesse de déplacement des observateurs lors des premiers tests de comptage réalisés en 2016 dans un habitat très diversifié et selon la longueur minimale disponible d'un type d'habitat homogène.

Selon la surface d'habitat homogène, un à huit transects ont été définis sur chaque site (Tab. XXIX). Les transects, situés en pente, sont de forme linéaire adoptant la forme de l'habitat. Ils sont positionnés de façon à ce qu'ils suivent au mieux la courbe de niveau afin de faciliter le cheminement de l'observateur (Fig. 56, Fig. 57). Les transects sont orientés sud et sont espacés d'un minimum de 50 m afin d'éviter les doubles comptages, distance de référence d'après le protocole de suivi des lépidoptères des Réserves Naturelles de France (LANGLOIS & GILG, 2007). La distance entre les transects et les limites de l'habitat est de 30 à 50 m. Cette distance permet d'éviter l'effet lisière, zone de transition entre différents habitats et où plusieurs communautés animales se côtoient (FAURIE *et al.*, 2011).

Les transects sont matérialisés par des points GPS et ont également été cartographiés (Annexe 9). La précision de réalisation du transect se situe entre 3 à 5 m (précision du GPS) selon les conditions météorologiques (Tab. XXIX). Afin de ne pas perturber le cortège de lépidoptères sur le transect, le début est déterminé à l'entrée du site.

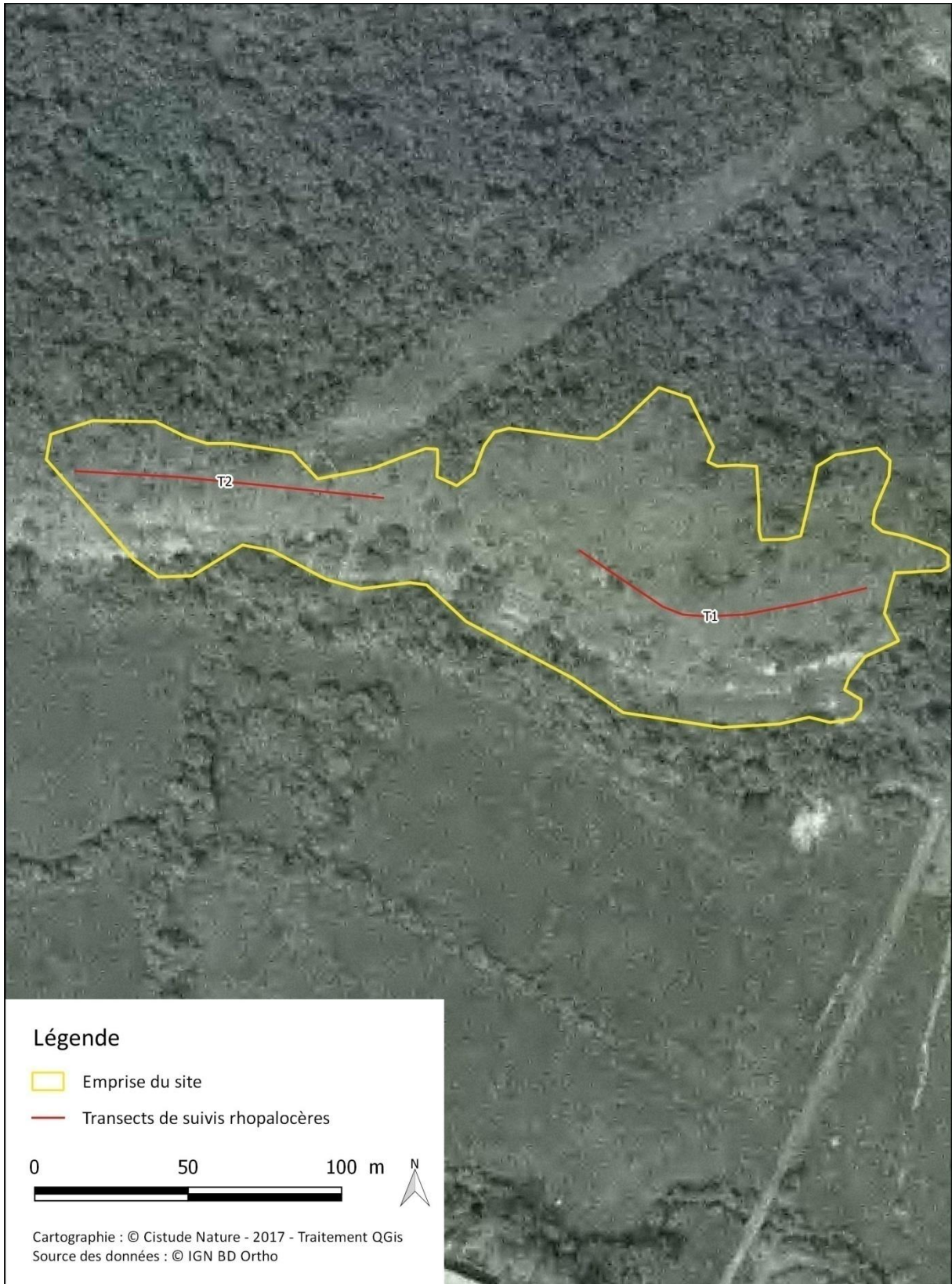
Tab. XXIX. Caractéristiques des transects des sites de suivis de lépidoptères et d'ascalaphes de pelouses calcicoles.

Dép.	Dénomination site	Dénom. transect	Longueur (en m)	Altitude (en m)	Longitude	Latitude	Longitude'	Latitude'
24	Causse de Daglan	T1	100	210	████████	████████	████████	████████
24	Causse de Daglan	T2	100	203	████████	████████	████████	████████
24	Causse de Daglan	T3	100	235	████████	████████	████████	████████
24	Causse de Daglan	T4	100	209	████████	████████	████████	████████
24	Causse de Daglan	T5	100	201	████████	████████	████████	████████
24	Causse de Daglan	T6	100	233	████████	████████	████████	████████
24	Causse de Daglan	T7	100	239	████████	████████	████████	████████
24	Causse de Daglan	T8	100	213	████████	████████	████████	████████
24	Coteau d'Eybènes	T1	100	105	██████	██████	██████	██████
24	Coteau d'Eybènes	T2	100	135	██████	██████	██████	██████
24	Coteau de Borrèze	T1	100	100	██████	██████	██████	██████
24	Coteau de Borrèze	T2	100	100	██████	██████	██████	██████
24	Coteau de Borrèze	T3	100	100	██████	██████	██████	██████
24	Coteau de La Panche	T1	100	130	████████	████████	████████	████████
24	Coteau de la Panche	T2	100	130	████████	████████	████████	████████
24	Coteau de Milauvieux	T1	100	145	████████	████████	████████	████████



les sentinelles du climat

Dép.	Dénomination site	Dénom. transect	Longueur (en m)	Altitude (en m)	Longitude	Latitude	Longitude'	Latitude'
24	Coteau de Milauvieux	T2	100	140				
24	Coteau de Trémolat	T1	100	117				
24	Coteau de Trémolat	T2	100	139				
24	Coteau de Trémolat	T3	100	129				
24	Coteau des Fontenelles	T1	100	125				
24	Coteau des Fontenelles	T2	100	125				
24	Coteau des Fontenelles	T3	100	125				
24	Coteau des Fontenelles	T4	100	125				
24	Coteau du Breuilh	T1	100	125				
24	Coteau du Breuilh	T2	100	125				
24	Coteau du Breuilh	T3	100	125				
24	Plateau d'Argentine	T1	100	131				
24	Plateau d'Argentine	T2	100	137				
24	Plateau d'Argentine	T3	100	138				
24	Plateau d'Argentine	T4	100	142				
24	Plateau d'Argentine	T5	100	143				
24	Plateau d'Argentine	T6	100	154				
24	Vallée de la Vézère	T1	100	146				
24	Vallée de la Vézère	T2	100	154				
33	Coteau de Pujols	T1	100	44				
33	Parc Panoramis	T1	100	44				
33	Tertre de Thouil	T1	100	49				
40	Coteau de Payros-Cazautet	T1	100	190				
40	Coteau de Payros-Cazautet	T2	100	165				
40	Coteau du Moulin	T1	100	105				
40	Coteau du Moulin	T2	100	125				
47	Grousset	T1	100	130				
47	Pech de Pastour	T1	100	181				
47	Vallée du Boudouyssou	T1	100	241				
47	Vallée du Boudouyssou	T2	100	228				
47	Vallée du Boudouyssou	T3	100	229				
47	Vallée du Boudouyssou	T4	100	220				
64	Coteau de Cadillon	T1	100	100				
64	Coteau de Cadillon	T2	100	110				
64	Coteau de Mounic ou	T1	100	127				
64	Coteau de Mounic ou	T2	100	145				



Site de suivis de lépidoptères de pelouse sèche :

Fig. 56. Un exemple de situation sur photographie aérienne de transects sur [redacted], site de suivis de lépidoptères et d'ascalaphes de pelouses calcicoles.

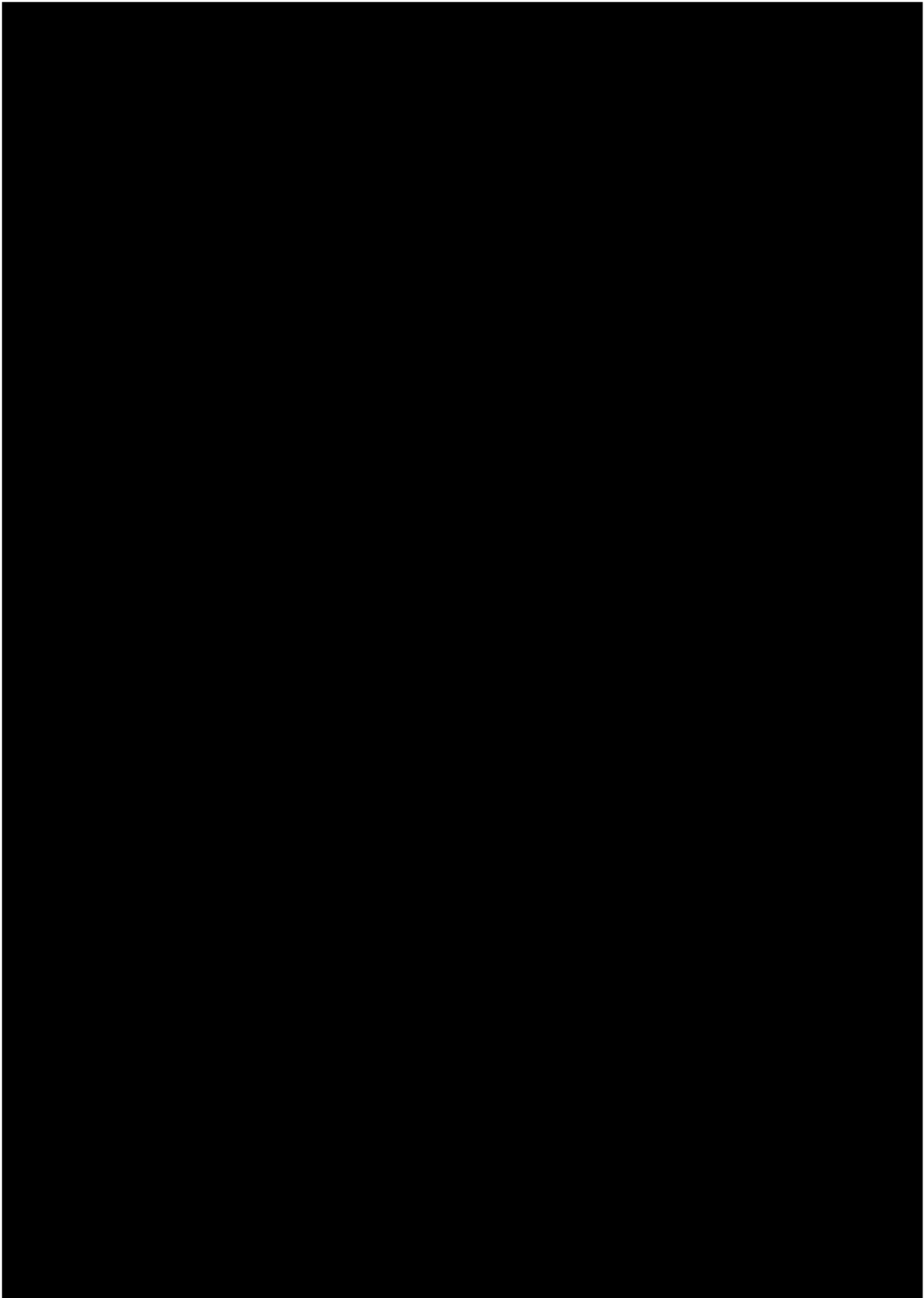


Fig. 57. Un exemple de situation sur carte topographique de transects sur le [redacted] site de suivis de lépidoptères et d'ascalaphes de pelouses calcicoles.

• Méthodes de relevés et détermination des espèces

Pour chacun des transects, tous les lépidoptères et les ascalaphes identifiables à vue sont comptés par un observateur. La limite postérieure d'une boîte virtuelle de 5 m de côté avance avec l'observateur dans le but de standardiser la distance à laquelle les lépidoptères et ascalaphes sont comptés. Les comptages dans la boîte sont standardisés et donc comparables au cours du temps (MANIL & HENRY, 2007). Le protocole d'observation est passif, c'est-à-dire que la végétation n'est pas remuée pour éviter l'effet observateur influençant l'envol d'individus non visibles. La vitesse de déplacement est fixe et de moins de 2 km/h.

Le comptage concerne seulement les imagos. La détermination se fait principalement à vue et si nécessaire avec capture au filet pour les espèces non identifiables à vue. Une liste d'espèces à capturer permet de standardiser la capture des spécimens entre les différents observateurs. Les espèces à détermination délicate concernent 26 espèces (Tab. XXX), d'après une sélection basée sur les critères de validation des données du MNHN et les espèces de lépidoptères présentes en Aquitaine (DUPONT, 2015).

Tab. XXX. Liste des 26 espèces à détermination délicate, nécessitant capture avec ou sans prélèvement.

Espèces (noms latins)	Espèces (noms vernaculaires)	Landes humides	Pelouses sèches
<i>Leptidea sinapis</i>	Piéride de la moutarde	X	X
<i>Leptidea reali</i>	Piéride de Réal	X	X
<i>Pyrgus alveus</i>	Hespérie du faux-buis		X
<i>Pyrgus armoricanus</i>	Hespérie des potentilles	(X)	X
<i>Pyrgus malvae</i>	Hespérie de la mauve	X	X
<i>Pyrgus malvoides</i>	Hespérie de l'aigremoine	X	X
<i>Jordanita globulariae</i>	Turquoise de la Globulaire		X
<i>Jordanita budensis</i>	Turquoise des Achillées		X
<i>Adscita geryon</i>	Turquoise de l'Hélianthème		X
<i>Adscita manni</i>	Turquoise des cistes		X
<i>Adscita statices</i>	Turquoise de la Sarcille		X
<i>Colias crocea</i>	Souci	X	X
<i>Colias hyale</i>	Soufré	X	X
<i>Colias alfacariensis</i>	Fluoré		X
<i>Melitaea deione</i>	Mélitée des linaires		X
<i>Melitaea athalia</i>	Mélitée du mélampyre	(X)	X
<i>Melitaea parthenoides</i>	Mélitée des scabieuses	X	X
<i>Pieris rapae</i>	Piéride de la rave	X	X
<i>Pieris manni</i>	Piéride de l'Ibérie		X
<i>Hipparchia alcyone</i>	Petit sylvandre		X
<i>Hipparchia fagi</i>	Sylvandre		X
<i>Plebejus idas</i>	Azuré du genêt	X	X
<i>Plebejus argyrognomon</i>	Azuré des coronilles	X	X
<i>Zygaena transalpina</i>	Zygène transalpine		X
<i>Zygaena filipendulae</i>	Zygène de la Filipendule		X

Pour les espèces à détermination rapide (1 à 2 min maximum), le temps du comptage est suspendu. La mise en flacon est effectuée seulement pour les individus non identifiables à l'espèce en moins de 2 min. Leur identification est réalisée à la fin du transect. Dans tous les cas, les individus sont ensuite relâchés sur place pour éviter l'impact de l'échantillonnage sur le site. Les espèces non déterminables par observation sont prélevées et ramenées en laboratoire pour examiner les pièces génitales (*genitalia*) afin de déterminer précisément l'espèce. Le protocole d'analyse des *genitalia* est détaillé p118. Le prélèvement est d'un individu par groupe d'espèce à détermination délicate par transect. La technique de morpho-espèce est utilisée afin de limiter au maximum le prélèvement d'individus. Le terme morpho-espèce est un substitut de l'estimation de l'espèce (OLIVER & BEATTIE, 1996). Si durant les premières années de suivis, l'analyse des *genitalia* a permis de recenser qu'une seule espèce d'un complexe (par exemple, détermination de *L. sinapsis* mais aucun *L. reali*), les prélèvements pourront alors être arrêtés et il sera considéré l'existence d'une seule espèce sur le site. Le Tab. XXXI précise l'attitude à adopter (capture seule, prélèvement) selon le groupe d'espèces.

Dans le cas d'individus isolés d'espèces non identifiées, l'observateur note l'individu en « indéterminé ». Ce cas sera limité au maximum.

Tab. XXXI. Liste des groupes d'espèces à capturer ou à prélever.

Genre/Espèce	Prélèvement	Raisons	Capture	Raisons
Leptidea	Oui	Pour différencier Leptidea sinapis de <i>L. reali</i> .	-	-
Pyrgus	Oui	Si complexe Pyrgus alveus / P. armoricanus ou P. malvae / P. malvoides.	Oui	Pour le reste des Pyrgus si critères alaires suffisants, sinon genitalia obligatoires.
Zygènes de couleur vert	Oui	Pour différencier les différentes espèces d' <i>Adscita</i> et <i>Jordanita</i> .	-	-
Colias	-	-	Oui	Pour différencier <i>C. crocea</i> forme helice de <i>C. alfacariensis</i> .
Zygènes à 6 tâches	-	-	Oui	Pour différencier <i>Z. transalpina</i> de <i>Z. filipendulae</i> .
Plebejus	-	-	Oui	Pour différencier <i>P. idas</i> de <i>P. argyrognomon</i> (cas surtout en 24, 47 et 33).
Hipparchia	-	-	Oui	Pour différencier <i>H. alcyone</i> de <i>H. fagi</i> . Observation des organes de julien obligatoire à partir de 500 m.
Pieris type rapae	-	-	Oui	Pour différencier <i>P. rapae</i> de <i>P. manni</i> .
Melitaea	Oui	Pour différencier <i>M. deione</i> de <i>M. athalia</i>	Oui	Pour différencier <i>M. parthenoides</i> de <i>M. athalia</i> et <i>M. deione</i> .
Colias hyale	Considéré comme non présent sur coteaux. Tous les imagos de type Colias alfacariensis / <i>C. hyale</i> sont notées "Colias alfacariensis"			



- **Conditions météorologiques requises**

Les suivis sont effectués entre 10h et 17h dans les conditions météorologiques suivantes : présence d'une couverture nuageuse d'au maximum 75% et sans pluie ; vent inférieur à 6 sur l'échelle de Beaufort (39 à 49 km/h) ; température d'au moins 13°C pour un temps ensoleillé ou d'au moins 17°C pour un temps nuageux. Les suivis sont réalisés jusqu'à une température maximale de 35°C à l'ombre.

- **Nombre de campagne de relevés**

Quatre passages par site sont effectués par an et répartis entre mai et août, soit 1 passage par mois. Cette fréquence correspond à l'échantillonnage minimum recommandé par le STERF (MANIL & HENRY, 2007). Les suivis sont espacés d'au moins 15 jours et sont réalisés d'une année sur l'autre les mêmes semaines jusqu'en 2021, préférentiellement durant les deux premières semaines de chaque mois. Le Tab. XXXII ci-dessous indique les dates de suivis pour les années 2016 et 2017.

Tab. XXXII. Dates des suivis 2016 et 2017 du cortège de lépidoptères et d'ascalaphes en pelouse calcicole.

Dép.	Dénomination	Dates de suivis 2016	dates de suivis 2017
24	Causse de Daglan	17/08	04/05 ; 08/06 ; 05/07 ; 03/08
24	Coteau d'Eybènes	Non prospecté	13/06 ; 13/07 ; 17/08
24	Coteau de Borrèze	28/08	13/06 ; 13/07 ; 17/08
24	Coteau de la Panche	Non prospecté	17/05 ; 16/06 ; 18/07 ; 14/08
24	Coteau de Milauvieux	Non prospecté	17/08
24	Coteau de Trémolat	08/08	04/05 ; 07/06 ; 04/07 ; 02/08
24	Coteau des Fontenelles	Non prospecté	17/05 ; 16/06 ; 18/07 ; 14/08
24	Coteau du Breuilh	Non prospecté	15/06 ; 12/07 ; 22/08
24	Plateau d'Argentine	03/08	16/05 ; 15/06 ; 17/07 ; 17/08
24	Vallée de l'Isle	11/08	24/05 ; 22/06
24	Vallée de la Vézère	11/08	04/05 ; 07/06 ; 04/07 ; 02/08
33	Coteau de Pujols	10/08	09/05 ; 07/06 ; 14/08
33	Parc Panoramis	09/08	22/05 ; 21/06 ; 24/07 ; 22/08
33	Tertre de Thouil	Non prospecté	12/05 ; 13/06 ; 11/07 ; 08/08
40	Coteau de Payros-Cazautet	25/05	23/05 ; 16/06 ; 26/07 ; 07/08
40	Coteau du Moulin	25/05 30/06	23/05 ; 16/06 ; 26/07 ; 07/08
47	Grousset	Non prospecté	09/05 ; 14/06 ; 07/07 ; 07/08
47	Pech de Pastur	05/08	15/05 ; 12/06 ; 13/07 ; 11/08
47	Vallée du Boudouyssou	12/08	09/05 ; 14/06 ; 07/07 ; 07/08
64	Coteau de Cadillon	11/08	04/05 ; 16/06 ; 12/07 ; 07/08
64	Coteau de Mounicou	11/08	04/05 ; 16/06 ; 12/07 ; 07/08

- Méthode d'examen des genitalia

Afin de déterminer certaines espèces (Tab. XXXIII), il est nécessaire de prélever les individus pour examiner les pièces génitales ou *genitalia*. Le prélèvement peut s'effectuer soit dans un bocal à cyanure ce qui permet d'éviter d'abîmer les ailes, soit dans un bocal contenant du coton imbibé de dissolvant pour les ongles mais cette technique présente le risque d'abîmer les ailes et le corps, plus rigide, devient plus fragile à la manipulation. Les *genitalia* mâles sont, dans la grande majorité des cas, plus faciles à déterminer que les *genitalia* femelles, c'est pourquoi il faut privilégier le prélèvement de mâles.

L'examen des *genitalia* consiste à extraire les pièces génitales de l'abdomen, à les examiner avec une loupe binoculaire afin de déterminer l'espèce. Pour extraire les *genitalia*, il faut tout d'abord détacher, à l'aide d'une lame de dissection, l'abdomen de l'imago. Pour les femelles, il ne faut pas hésiter à détacher l'ensemble de l'abdomen. Celui-ci est ensuite entièrement plongé dans de la lessive de soude. Il est également possible de rajouter du mercurochrome pour colorer le *genitalia* afin de mieux le repérer. La soude dans laquelle est plongé l'abdomen est ensuite chauffée dans un flacon bouché pendant 1h ou plus sans porter à ébullition, ou une autre possibilité est de laisser tremper l'abdomen dans la soude pendant minimum 3 jours. Une dernière étape consiste à extraire le *genitalia* et à le nettoyer des restes de graisse. Pour les mâles, à l'aide d'une pince de dissection, il suffit d'attraper les valves et de tirer vers l'extérieur. Pour les femelles, il faut déchirer la peau sur le côté afin de dégager le *genitalia*. Il est à noter que pour les mâles de *Pyrgus* et de *Melitaea*, qui se déterminent via les valves, l'abdomen n'a pas obligatoirement besoin d'être plongé dans la soude, mais il est possible de faire ressortir un peu les valves pour les observer à la loupe binoculaire en privilégiant les individus frais ou humidifiés. A l'aide de guide d'identification des *genitalia*, l'espèce peut enfin être identifiée.

Tab. XXXIII. Liste des groupes d'espèces à prélever.

Genre/Espèce	Prélèvement	Raisons
Leptidea	Oui	Pour différencier <i>Leptidea sinapis</i> de <i>L. reali</i>
Pyrgus	Oui	Si complexe <i>Pyrgus alveus</i> / <i>P. armoricanus</i> ou <i>P. malvae</i> / <i>P. malvoides</i>
Zygènes de couleur vert	Oui	Pour différencier les différentes espèces d' <i>Adscita</i> et <i>Jordanita</i>
Melitaea	Oui	Pour différencier <i>M. deione</i> de <i>M. athalia</i>

- Méthode de Suivi simplifié de la phénologie des plantes nectarifères et des plantes hôtes

En 2017, un protocole de suivi simplifié de la phénologie des plantes nectarifères et des plantes hôtes des lépidoptères de pelouses calcicoles a été établi par le CBNSA. Ce suivi a pour objectif d'estimer la ressource alimentaire disponible sur au moins un transect de suivis lépidoptères afin de voir si le cortège observé à un instant t est dû à la ressource alimentaire disponible ou si cela est lié au changement climatique.

Pour les suivis phénologiques simplifiés, une liste de plantes nectarifères et de plantes hôtes a été établie par le CBNSA pour les pelouses calcicoles. Pour chaque site, l'observateur évalue le nombre de



plantes nectarifères par catégorie phénologique sur au moins un transect de suivis lépidoptères (100 m x 5 m). Trois catégories phénologiques sont considérées :

- début de floraison : les boutons floraux sont majoritaires ;
- pleine floraison : les fleurs épanouies sont majoritaires ;
- fructification : les fruits sont majoritaires.

L'évaluation du nombre de plantes nectarifères par catégorie phénologique se fait selon des classes d'effectifs au nombre de cinq (0 = aucun pied ; 1 = 1 à 10 pieds ; 2 = 11 à 20 pieds ; 3 = 21 à 50 pieds ; 4 = plus de 50 pieds).

- **Fiches de relevés**

Le couple site-observateur sera indissociable, c'est-à-dire que le même niveau professionnel d'observation est maintenu jusqu'en 2021. Les relevés sont réalisés par des professionnels expérimentés.

Pour les suivis lépidoptères, chaque observateur note pour chaque transect les heures de comptage de début et fin du transect avec la mention du temps de pause, le nombre d'individus par espèce et les conditions météorologiques de début du transect (Annexe 10). La température est mesurée à l'aide d'un thermomètre, l'humidité relative de l'air à l'aide d'un hygromètre, la vitesse du vent est évaluée à l'aide de l'échelle de Beaufort et la couverture nuageuse est estimée en pourcentage de recouvrement.

Pour les suivis phénologiques simplifiés, une liste de plantes nectarifères et de plantes hôtes a été établie par le CBNSA pour les pelouses calcicoles (Annexe 11), cette liste pouvant être, au besoin, complétée sur le terrain. Pour chaque site de suivi lépidoptères, l'observateur identifie le transect bénéficiant du suivi floristique et attribue une classe d'effectif par catégorie phénologique pour chaque plante nectarifère et plante hôte (Annexe 11)

4.2.2 Analyses mécanistique et statistique

Les méthodes décrites ci-dessous s'appuient sur des développements récents de la littérature, qui font l'objet de débats, de consensus et des développements internes ponctuels.

Le diagramme suivant résume les étapes de l'analyse de la base de données des suivis lépidoptères dans un graphe. Au cœur de l'analyse se retrouvent les dénombrements de terrain, les « nombres de Hill » qui les analysent et la méthode de Bootstraps qui enveloppent les résultats (Fig. 58).

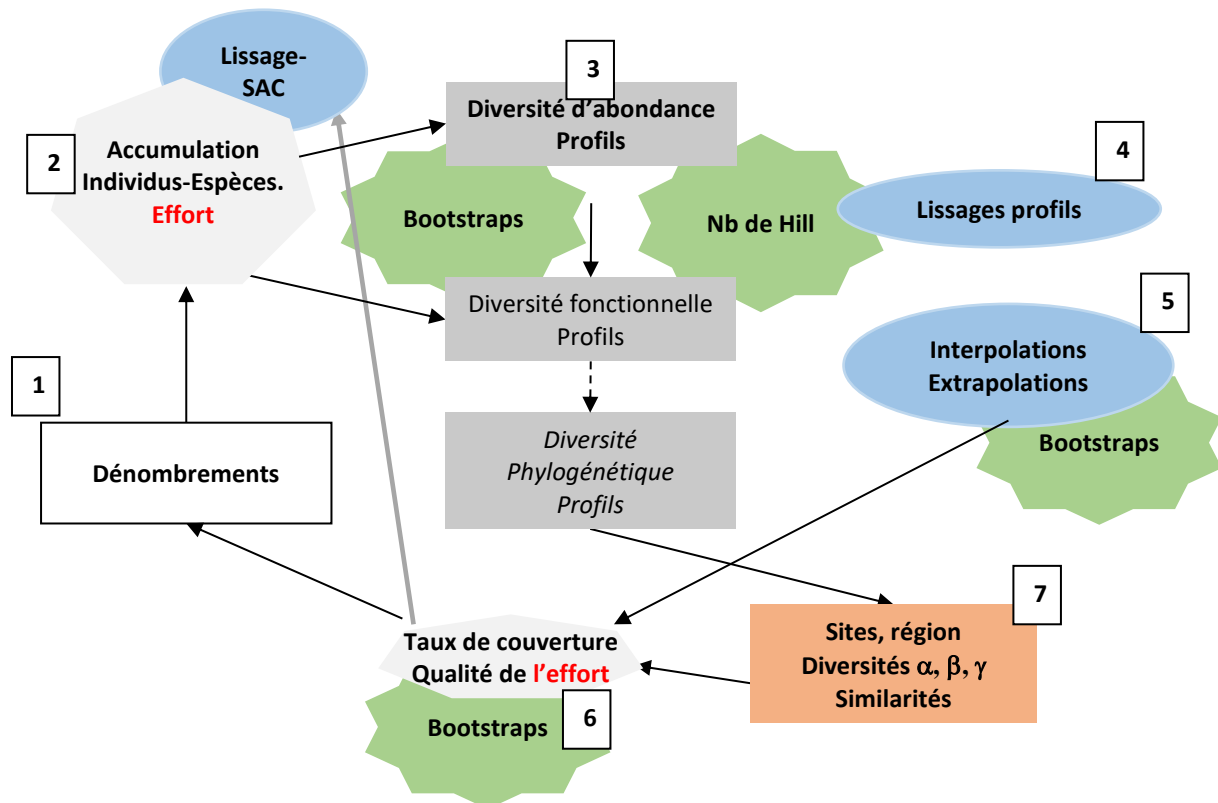


Fig. 58. Plan d'analyse des comptages de lépidoptères.

Etape 1 – Dénombrements. Les dénombrements liés au comptage des lépidoptères sont la base des données de chaque année, un effort sur le terrain (Fig. 58). Les individus N_i observés cumulés dans l'espace et dans le temps sont mis dans des classes, sont répartis en espèces i . Les espèces se différencient par leur abondance, par leurs relations phylogénétiques, par des traits. Le nombre d'individus correspond à l'indice d'abondance du milieu et le nombre d'espèces à l'indice de sa richesse qui en est déduit. Pour un nombre faible d'individus (<20), associé à un faible nombre d'espèces (<5), ces données peuvent rester à ce niveau. Pour un nombre d'individus important (>20 individus), ces valeurs sont résumables par des proportions d'abondance relative $p_i = N_i / N$, N nombre total d'individus observés par transect, par site, par type de milieu pelouse calcicole, landes humides. Plusieurs milliers d'individus sont recensés dans le temps sur des dizaines de sites.

Etape 2 – Accumulation d’individus–espèces. L’image des observations est celle de fenêtres que l’on ouvre sur un milieu par défaut tous les mois de mai à août. Les conditions d’observation influent sur la densité des individus. Ces conditions dans le temps sont gommées en moyenne car elles respectent des ambiances météorologiques identiques. L’intérêt en mesure de biodiversité se trouve dans le bilan des espèces et de leurs proportions relatives. L’effort d’accumulation de données se trouve dans les individus.

Un transect est une fenêtre, deux transects deux fenêtres etc. Chaque fenêtre est plus ou moins grande (exemple : transect de 200 m x 5 m pour les landes humides et 100 m x 5 m pour les pelouses sèches). Elle est observée pendant une durée donnée DT, quasiment constante de 10 minutes. Il s’agit d’observations d’insectes volants, d’individus dans un volume et non pas d’observations du volume. Les individus ne sont pas inféodés sur plusieurs semaines à un transect qui a une largeur faible par rapport à sa longueur. La longueur du parcours est une mesure de l’effort, la durée d’observation associée aussi. Dans la mesure où la durée d’observation est constante, la longueur du parcours suffit à caractériser l’effort d’observation.

Les fenêtres, les parcours successifs cumulés A dans le milieu, tous les mois en moyenne, sont donc considérés comme indépendants pour les lépidoptères, la longueur parcourue donne accès à un cumul pour le dénombrement des individus et pour les espèces qui en sont déduites. Dans le temps T, il peut y avoir des parcours modifiés, supprimés pour des raisons d’accidents locaux (incendies, autorisation d’accès, etc.). T est une variable d’ajustement éventuel à conserver dans le cas général pour garder cette information. Pour un même écosystème, en pratique, l’effort est principalement un nombre de visites, une longueur de parcours cumulés dans les différents sites sur plusieurs transects. Le transect avec sa longueur ou sa durée d’observation est le grain de base de la donnée.

SAC (Species Accumulation Curves) ou courbes d’accumulation des individus et des espèces des transects d’un site est la première analyse des données pour caractériser l’effort d’échantillonnage par rapport à l’état du milieu (WILLOTT, 2001). SAC décrit le nombre cumulatif d’individus et d’espèces enregistrées dans un environnement particulier en fonction de l’effort cumulatif déployé pour les rechercher (mesuré en distance ou surface parcourues, en durées d’observations, lors de visites). Les formulations des courbes « SAR » (Species Area Relationships), « STR » (Species–time relationship), leurs combinaisons (STAR, STAER (Species Time Area Effort Relationships), etc.) permettent de prendre en compte cette accumulation de données dans le temps et l’espace. Elles décrivent par cumul l’augmentation de la richesse en individus, en espèces dans une zone d’étude homogène. Les observations sont effectuées en mai, juin, juillet, août.

Une première analyse accumule l’information première de terrain et identifie le niveau de l’effort d’observation dans le temps et l’espace par rapport à l’état du lieu par des lissages. Sur plusieurs années de suivis, en conservant les protocoles, sans toutefois les figer strictement, l’accumulation des individus et des espèces dans le temps permet de comparer les efforts d’observation sur le terrain, leurs évolutions, ce sont les données premières à mettre en lien avec les données des sondes climatiques

Etape 3 – Profils de diversité. La méthode d’interprétation plutôt analytique des données, dite des nombres de Hill (HILL, 1973), présente une démarche générale du contenu des dénombrements N_i ou des proportions d’abondance relative p_i . Elle est une méthode qui sous-tend l’analyse. Il s’agit de résumer les i espèces, $i=1$ à S , et leurs proportions relatives par un nombre équivalent d’espèces obtenu

par une moyenne généralisée. Au niveau des individus qui les constituent, les espèces sont classées abondantes, communes, rares, très rares. L'utilisation des « nombres de Hill » permet de généraliser les indices de diversité classiques utilisés en écologie (indices de Shannon–Wiener, de Simpson, Berger–Parker etc.), de les inclure dans un processus d'analyse plus générale. Le tracé du profil de diversité (Fig. 59) (proportions relatives des espèces rares, communes, abondantes) est paramétré par un seul terme « q ». L'utilisation des nombres de Hill s'impose peu à peu dans la littérature depuis quelques années (CHIU *et al.*, 2014a). Ce paramètre « q » est dit « d'indifférence aux espèces rares » (MAGURRAN, 2004 ; CHAO *et al.*, 2012 ; CHAO&CHIU, 2016). Plus q est grand et moins les espèces rares sont prises en compte dans les moyennes. Le profil complet pour $0 < q < \infty$ caractérise l'hétérogénéité des abondances des espèces et est une image de la fragilité du milieu d'autant plus qu'il s'écarte d'un profil plat (MALLARD, 2016b).

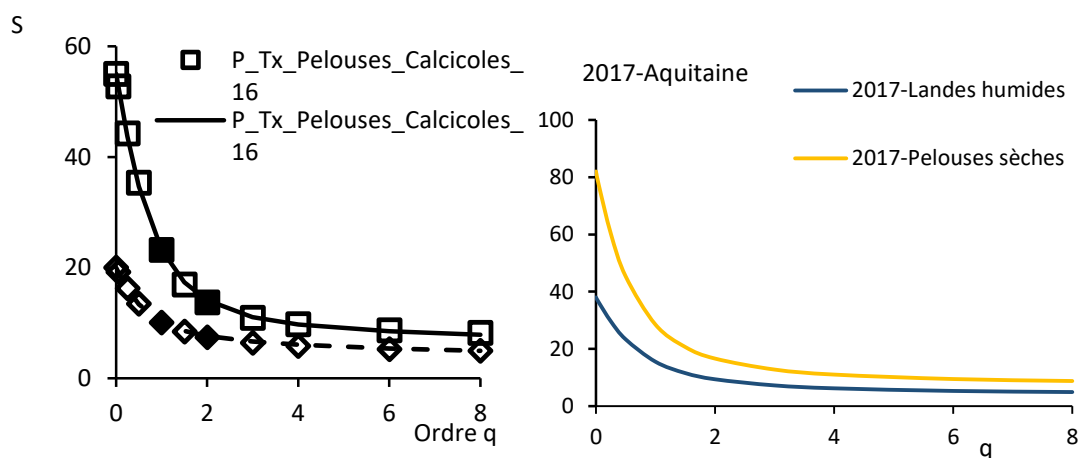


Fig. 59. Profils de diversité en fonction de q des sites- lépidoptères- pelouses calcicoles et landes humides- 2016 1 mois et 2017 4 mois.

Les espèces sont pondérées par leurs abondances relatives ou absolues dans les calculs précédents. Il est possible dans le cadre de la démarche utilisant les nombres de Hill d'ajouter une différenciation entre elles par leur phylogénétique et/ou par une différenciation assimilée à une distance et donnée par des traits (masse, envergure, couleur etc.). Les calculs en nombres de Hill, les lissages restent applicables ainsi que les analyses de similarités, taux de couverture etc. Les diversités fonctionnelles et phylogénétiques ont été abordées sur le plan du principe en 2017 en différenciant espèces et genre seulement.

Etape 4 – Agrégation des données. L'étape suivante consiste à résumer le profil de diversité, en pratique par 6 paramètres avec plusieurs méthodes de lissage analytiques, qui peuvent être validées par des méthodes numériques linéaires et non linéaires. Le lissage analytique est suffisant en pratique.

L'ordre q est un paramètre continu remplaçant les classes discrètes d'espèces rares à abondantes. Pour q supérieur à 2, par exemple q=4, la part de l'espèce la plus abondante correspond à q=∞. Le cumul du nombre d'espèces communes et abondantes est obtenu avec q=2 (indice de Simpson). Le cumul du nombre d'espèces rares, communes, abondantes est donné par q=1 (indice de Shannon). Enfin, le nombre total d'espèces D_0 est donné par q=0. S'il faut simplifier, les 4 paramètres les plus importants à prendre en compte pour l'analyse sont : q=0, 1, 2, ∞, soit D_0, D_1, D_2, D_∞ (MAGURRAN, 2004 ; CHAO *et al.*, 2012 ; MALLARD, 2016b ; CHAO & CHIU, 2016).

Ces dernières données de q ne sont pas toujours suffisantes pour représenter au mieux les courbes qui peuvent se croiser. Pour effectuer des analyses statistiques plus générales, en plus des données discrètes de nombre d'espèces D_0 et de la proportion de l'espèce la plus abondante déduite de la proportion p_{\max} , il est possible de résumer chacune de ces courbes par un minimum de paramètres et par une méthode analytique de lissage. Ces paramètres de lissage proposés sont des éléments complémentaires qui peuvent être comparés pour un même site dans le temps par rapport aux variations climatiques, comparés entre plusieurs sites de même nature. La Fig. 59 montre les données et le lissage d'une campagne de terrain d'un mois dans les landes humides en 2016 et la comparaison des lissages des profils de biodiversité des campagnes de terrain des landes humides et pelouses sèches en 2017. La méthode des nombres de Hill est accompagnée de méthodes de ré-échantillonnages pour estimer les incertitudes.

Etape 5 – Interpolation, extrapolation. En fonction des résultats des campagnes de dénombrements sur le terrain, en utilisant les développements de Alan Turing et I.J. Good (GOOD, 1953), il s'agit d'obtenir la proportion des individus d'un relevé théorique complet qui est représentée dans le relevé partiel de l'échantillon (COLWELL *et al.*, 2012). Par exemple, si le taux de couverture est de 90%, cela signifie que 90% de tous les individus du terrain sont représentés par le nombre d'espèces déduit des individus de l'échantillon. Les courbes d'accumulation espèces en fonction du nombre d'individus sont aussi estimées par interpolations et prolongées par extrapolations en particulier à partir des singletons de l'échantillon (espèce représentée par un seul individu) et les doubletons (espèce représentée par deux individus) (CHAO & JOST, 2012). Cette étape 5 a un lien avec l'étape 6.

Etape 6 Couverture. En fonction des résultats des dénombrements sur le terrain, la notion de couverture de l'échantillonnage en mesure sa qualité dans les sites et pour la région et est préférée à la seule donnée du nombre d'individus. Le taux de couverture peut être comparé au cumul des dénombrements et leurs lissages.

Les profils peuvent être générés sur les données brutes puis sur des données corrigées pour avoir un niveau de couverture comparable entre plusieurs sites.

Une méthode de ré-échantillonnages peut s'appliquer pour aborder ensuite l'incertitude des paramètres ou des tracés mentionnés (par la méthode de bootstraps par exemple). Les profils de diversité, les valeurs de couverture sont enveloppés dans une plage d'incertitudes avec un degré de confiance associé.

Etape 7 – Similarités, recouvrements. Dans cette démarche, le taux de couverture reste une donnée de base à respecter au mieux pour comparer les sites entre eux, les années entre elles.

Cette étape reprend les données des diversités d'abondances, voire des diversités fonctionnelles et il s'agit d'effectuer des synthèses à plusieurs échelles. Les transects ont été agrégés au niveau du site et donnent une diversité intrasite. Les N sites de la région, pondérés ou rapportés à un même effort d'échantillonnage, sont à leur tour assemblés et conduisent à une diversité moyenne apparente et dite diversité « α », au sein de la région. La diversité de la région accumule de son côté tous les individus des sites et les espèces qui en sont déduites. Elle est résumée à son tour par une diversité globale « γ ». La diversité différentielle pourrait la différence entre les eux. Pour des raisons largement débattues,

le rapport entre la diversité de la région et celle en moyenne des sites est préféré. Ce rapport devient la diversité « β ». Si le rapport est égal à N, cela signifie que tous les sites sont différents en espèces et en proportions, la région est hétérogène et équivalente à un assemblage de N sites distincts. Si le rapport est égal à 1, les sites sont similaires en espèces et en proportions relatives entre elles et un seul site représente la région. Entre 1 et N, une valeur intermédiaire signifie que les sites ont quelques espèces en commun et en proportions plus ou moins semblables. Cette donnée d'agrégation de diversité « β » reste un indice qui est sensible aux paramètres de proportions, de traits fonctionnels, de phylogénétique, conduisant à un nombre équivalent lisible. Il est *a priori* le plus sensible au suivi de l'évolution en fonction des changements climatiques. Cette diversité « β » est liée à l'analyse d'une région, dans le cas où plusieurs régions sont à comparer avec des nombres de sites différents, des nombres d'espèces différents, la diversité « β » est adimensionnée et cela correspond à la généralisation de coefficients de similarités dits de Jaccard, Sorensen, etc. Ils sont appelés CqN, UqN et sont toujours reliés aux paramètres « q » des nombres de Hill pour avoir un lien avec les espèces rares, communes, abondantes.

Outils – Les données et leurs traitements utilisent des moyens bureautiques de base de type tableurs et/ou des logiciels en libre accès sur le web. Les tableurs de type Excel permettent de créer et gérer la base de données. Dans leur majorité, les analyses sont alors réalisables en interactif en grande partie avec les fonctions de base du logiciel. Un complément de programmation en VBA simplifie toutefois l'écriture des fonctions utilisées. Des outils plus généraux en libre accès sont disponibles à différents niveaux de programmation et d'interactivités. Ils sont développés principalement sous le logiciel R ©. Les tracés suivants sont par exemple obtenus avec le logiciel iNEXT Online: « software for interpolation and extrapolation of species diversity » (CHAO *et al.*, 2016).

Les formules et calculs des courbes d'accumulation, des profils de diversité et du lissage des courbes, de l'interpolation et l'extrapolation, du taux de couverture, de la similarité, de la diversité fonctionnelle sont présentés en Annexe 12.

4.2.3 Résultats exploratoires

- Abondance et richesse

Les lépidoptères et ascalaphes de pelouses sèches ou pelouses calcicoles ont été suivis en 2017 sur 22 sites contenant de 1 à 8 transects. La longueur de parcours réalisée en 10 minutes dans un transect est de 100 m. Ce dernier est parcouru en général 4 fois dans l'année soit près de 20 km ou 0,1 km² de surface observée dans les pelouses calcicoles.

Le nombre d'individus total observés est de 2796, répartis dans 82 espèces de lépidoptères et ascalaphes. Dans les sites, le nombre d'individus varie de 27 (Pujo_Ps) à 347 (Dagl_Ps) et de 8 espèces (Pujo_Ps) à 38 espèces (Arge_Ps) (Tab. XXXIV).

Tab. XXXIV. Cumul des individus et espèces en fonction des sites de pelouses calcicoles.

Nom du site (Département) : Nom court, Nb_T : nombre de transects, Nb_D. nombre de dates d'observations, mai, juin, juillet, août = 4, N_ind : abondance ou nombre d'individus (ordre croissant), S : richesse ou nombre d'espèces.

Nom des sites	Nom_Court	Nb_T	Nb_D.	N_ind	S
Coteau de Pujols(33)	Pujo_Ps	1	3	27	8
Vallée de l'Isle(24)	Isle_Ps	2	2	32	10
Grousset(47)	Grou_Ps	1	4	36	12
Panoramis(33)	Pano_Ps	1	4	41	13
Pech de Pastur(47)	Pech_Ps	1	4	52	20
Coteau de Milauvieux(24)	Mila_Ps	2	1	65	13
Coteau d'Eybènes(24)	Eybe_Ps	2	3	70	21
Cingle de Trémolat(24)	Citr_Ps	3	2	74	22
Tertre de Thouil(33)	Thou_Ps	1	4	82	14
Coteau de Cadillon(64)	Cadi_Ps	1	4	83	21
Vallée de la Vézère(24)	Veze_Ps	2	4	87	20
Coteau de Trémolat(24)	Cotr_Ps	2	2	89	18
Payros-Cazautet(40)	Payr_Ps	2	4	90	16
Coteau de Mounicou(64)	Moun_Ps	2	4	105	23
Coteau du Breuilh(24)	Breu_Ps	3	3	159	20
Coteau de Borrèze(24)	Borr_Ps	2	3	181	25
Coteau du Moulin(64)	Moul_Ps	2	4	184	23
Coteau de la Panche(24)	Panc_Ps	2	4	217	21
Coteau des Fontenelles(24)	CotF_Ps	4	4	220	27
Vallée du Boudouyssou(47)	Boud_Ps	4	4	233	27
Plateau d'Argentine(24)	Arge_Ps	6	4	322	38
Causse de Daglan(24)	Dagl_Ps	8	4	347	32

- Accumulation des individus dans le milieu

Le cumul de la plage des données des observations « A » en km et « T » en jours (c'est-à-dire, à une date donnée « T », T étant le nombre de jours après le 1^{er} mai), s'est réalisé dans « m » transects et pour chacun des transects n fois soit un cumul de « A » km. 19,3 km ont été parcourus en 113 jours quasiment linéairement et A=0,19T.

Dans les pelouses calcicoles ou sèches « Ps », le cumul des 2796 individus en final fin août est résumé par une fonction donnant le nombre d'individus en fonction de T en jours et des longueurs A

en km parcourus dans le milieu. Le temps d'observation dans un transect est quasiment constant et de l'ordre de 10 minutes. Le résumé avec la distance parcourue est suffisant. Si la durée d'observation DT était variable, le produit longueur du transect fois DT sera la variable. La fonction indicatrice de l'effort de découverte est N(A,T) :

$$[5] N(A,T) = C_N A^z T^y \text{ etc. } C_N = 52.7, \left\{ \begin{array}{l} z = 1.556 - \frac{0.082}{2} \text{Log}(T) \\ y = 0.104 - \frac{0.082}{2} \text{Log}(A) \end{array} \right\} \text{ lissage } R^2 = 0.994$$

Dans le cadre d'une démarche exploratoire, en supprimant le couplage u , le lissage devient :

$$[6] N(A,T) = C_N A^z T^y \text{ etc. } C_N = 76.8, \left\{ \begin{array}{l} z = 1.079 \\ y = 0.083 \end{array} \right\}$$

En utilisant le fait d'avoir un effort continu dans le temps, soit T=A/0,19, le cumul est lié simplement aux km parcourus :

$$[7] N(A) = C_N A^z \text{ etc. } C_N = 88.3, z = 1.16$$

La Fig. 60 donne le nombre d'individus de la fonction complète de lissage ci-dessus « N(A,T) » en fonction du nombre d'individus dénombrés sur quelques couples de valeurs de cumul de transects, cumul effectué tous les 15 jours. La figure de gauche titrée L_L (Fig. 60) correspond au lissage linéaire et la figure de droite titrée L_NL (Fig. 60) à un raffinement en non linéaire (rappel des limites: A varie de 0 à 19,3 km, A est inférieur à A=0,18 T, T varie de 0 à 113 jours). Le coefficient de corrélation R²=0,994 pour ce type de lissage respecte les 2 variables A_km et T_jours et offre un couplage éventuel par le terme « u ». Ce terme dans notre cas de lissage peut être supprimé, sa mise à zéro donne R²=0,993 sur les mêmes données. Les paramètres sont un tout indissociable. L'expression proposée n'a de sens d'utilisation que pour résumer ou pour des interpolations.

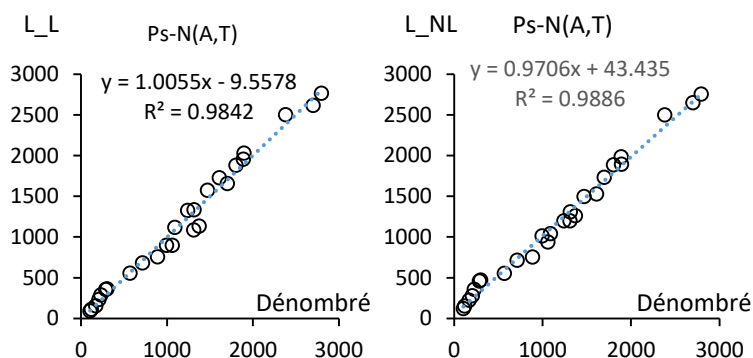


Fig. 60. Nombre d'individus de la fonction complète de lissage.

Les valeurs d'observations sur l'ensemble des sites de pelouses calcicoles donnent 2792 individus fin août et le lissage 2707 individus (Fig. 61).

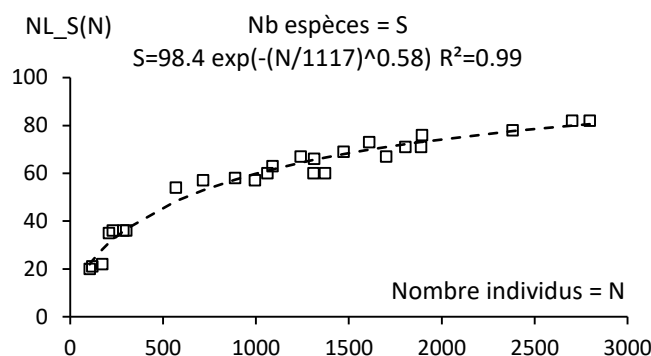


Fig. 61. Nombre d'individus de la fonction complète de lissage pour les suivis lépidoptères de pelouses calcicoles.

Accumulation des espèces : Les individus sont la base des efforts de dénombrements. Les espèces prolongent l'analyse et en caractérisent la biodiversité. Lors des parcours, $0 < A < 19,3$ km et dans le temps T $0 < T < 113$ jours, 82 espèces « S » ont été identifiées parmi les 2796 individus observés « N ». La courbe de ce paragraphe (Fig. 62) montre le cumul des S espèces identifiées en fonction du cumul des N individus observés. La fonction de lissage proposée en pointillés et qui résume S(N) est la forme de Weibull qui a une limite asymptotique C_S :

$$[8] \quad S(N) = C_S \left(1 - e^{-\left(\frac{N}{N_0}\right)^m} \right).$$

N_0 est un paramètre d'échelle lié au dénombrement. C'est le nombre d'individus pour atteindre 63% du maximum d'espèces attendues. m est le paramètre de forme : plus m est petit et plus les espèces sont difficiles à faire surgir en fonction du nombre d'individus observés, plus m est grand et plus les espèces sont faciles à obtenir. Le lissage non linéaire des pelouses calcicoles en 2017 conduit aux valeurs :

- $C_S=98,4$, $N_0=1117$, $m=0,582$. Le coefficient de corrélation est $R^2=0,99$ (Fig. 62).

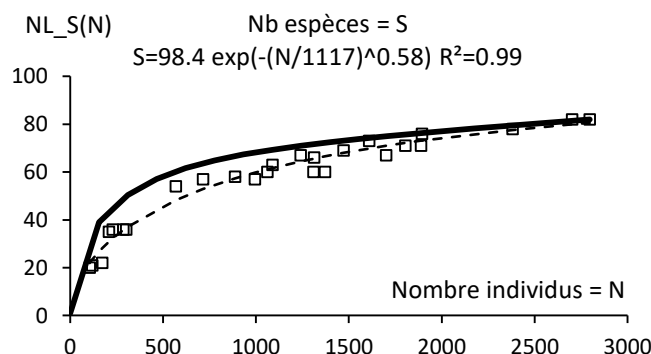


Fig. 62. Nombre d'individus de la fonction complète de lissage pour les suivis lépidoptères de pelouses calcicoles.

La fonction utilise tous les points accumulés et par lissage de ses paramètres, elle passe au mieux par ceux-ci. C'est une courbe qui sous-estime la découverte des espèces, principalement au début de la courbe car le cumul simplifié ci-dessus est effectué toutes les 2 semaines. Il prend en compte des données obtenues les semaines précédentes et les cumule avec celles effectuées jusqu'à une date puis il affecte ce cumul à cette date, ce qui n'est pas exact au début de la courbe. Les formulations d'interpolation dérivées de calculs statistiques sur un état connu de S(N) sont une autre forme obtenue à partir du nombre total d'individus observés « n ». En reprenant les données obtenues fin août, du

nombre d'espèces détectées S_{obs} , et avec la distribution du nombre d'individus X_i par espèce i , l'interpolation du nombre S d'espèces pour un nombre d'individus $m < n$ est donné par la formulation ci-dessous qui est rajouté en trait gras sur la Fig. 62:

$$S = S_{obs} - \sum_{X_i \geq 1} \frac{\binom{n - X_i}{m}}{\binom{n}{m}} \dots m < n$$

[1]

En résumé, le produit $E=A^2T^y$ de la relation $N(A,T)$ résume un « effort d'observation » du milieu dans l'espace et dans le temps. Le rapport C_s/A est déduit de $N(A,T)$. C'est une première donnée de la richesse intrinsèque du lieu si l'effort de dénombrement est important, c'est-à-dire si le nombre d'espèce mesuré est proche d'une limite C_s . Le rapport $C_s/Amoy$ où $Amoy$ est la surface moyenne échantillonnée et représente une densité d'espèces rencontrées annuellement.

La courbe Fig. 62 avec en trait gras la courbe d'interpolation peut être extrapolée à partir des singletons et doubletons du cumul fin août. Cette dernière courbe est retracée à droite avec un nombre d'individus de double, son incertitude à 95% de confiance estimée à partir de 50 bootstrappings entoure l'extrapolation (Fig. 63). Elle a été obtenue sur le site iNEXT (CHAO *et al.*, 2016).

Le lissage avec la formulation de Weibull donne un nombre d'espèces limite asymptotique de 98. L'extrapolation des données de 2796 individus au double 5592 avec la formulation d'origine statistique utilisant les singletons et doubletons donne un nombre d'espèces estimé de 95 (courbe en pointillés Fig. 63) (entre 84 et 105 avec incertitudes entourant la courbe à 95% de confiance) et la valeur du lissage donne 91 espèces. Ce cas d'application indique que le lissage avec une asymptote est important. Les deux calculs indépendants se renforcent ainsi jusqu'à l'extrapolation au double d'individus.

(1) Sample-size-based rarefaction and extrapolation sampling curve

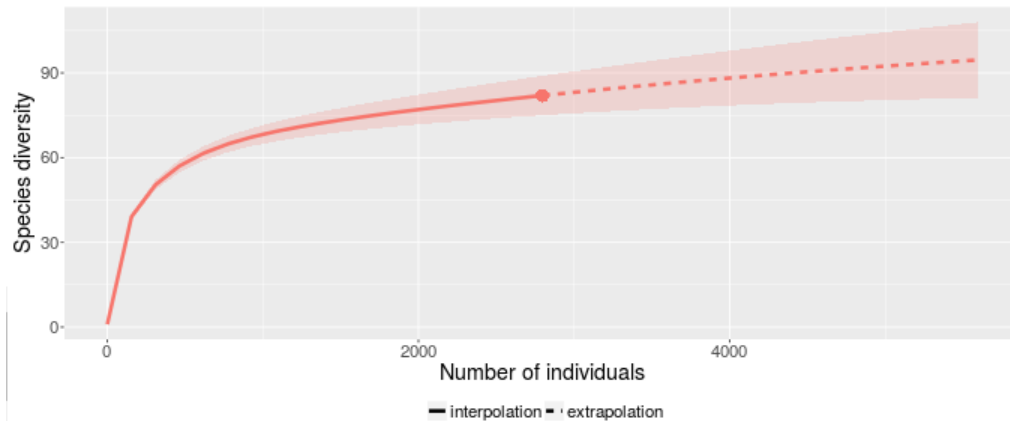


Fig. 63. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus.

• Profils de diversité spécifique et lissage

Les profils de diversité sont réalisés sur l'ensemble des dénombrements des sites suivis (2796 individus) et sur une sélection des sites associés à des suivis respectant strictement le protocole (1 suivi par mois de mai à août) (2099 individus). La différenciation des données obtenues selon le protocole strict et non strict permet ainsi de visualiser l'effet du nombre d'individus sur les résultats (Fig. 64).

Les profils de diversité montrent des profils semblables entre les sites avec le recouvrement des incertitudes (Fig. 65) avec cependant deux sites qui semblent se distinguer (Fig. 66):

- profil apparemment équilibré pour le coteau de Pujols (Pujo_Ps), c'est-à-dire des espèces avec des proportions équilibrées. Le nombre d'individus observés sur ce site est le plus faible, en conséquence les espèces nombreuses sont statistiquement les premières présentes. Il est nécessaire d'avoir un nombre suffisant d'individus pour valider en particulier les calculs de taux de couverture. Dans le cas d'un seul transect possible dans un site, le recours à d'autres dates en juillet-août est une solution. En reprenant les données complètes des pelouses calcicoles, un taux de couverture de 60% est atteint avec 26 individus, un taux de couverture de 76% avec plus de 50 individus.
- profil avec un nombre important d'espèces rares pour le coteau de Cadillon (Cadi_Ps), 83 individus, taux de couverture de 94% pertinent indiquant une bonne couverture,

Les indices de biodiversité bruts varient dans les intervalles suivants (Tab. XXXV) :

- D_0 ($q=0$ nombre d'espèces très rares, rares, communes, nombreuses) de 8 (Pujo_Ps 1 transect, 3 dates mai-juin), à 38 (Arge_Ps 6 transects, 4 dates), soit avec 0,6 km et 4,8 km parcourus. Le calcul du nombre d'espèces avec le lissage en fonction du nombre d'individus $S(N)$ donne respectivement 10 et 37,8 et explique les différences.
- D_{q1} ($q=1$ Shannon-Wiener D_0 excepté espèces très rares) de 5,8 (Isle_Ps) à 1,6 (Arge_Ps),
- D_{qb2} ($q=2$ Simpson D_0 excepté espèces rares) de 3,7 (Isle_Ps) à 14,0 (Cadi_Ps),
- D_{inf} (q infini Berger-Praker espèce dominante) de 2,1 (Isle_Ps) à 6,9 (Cadi_Ps).

Estimated Diversity Profiles

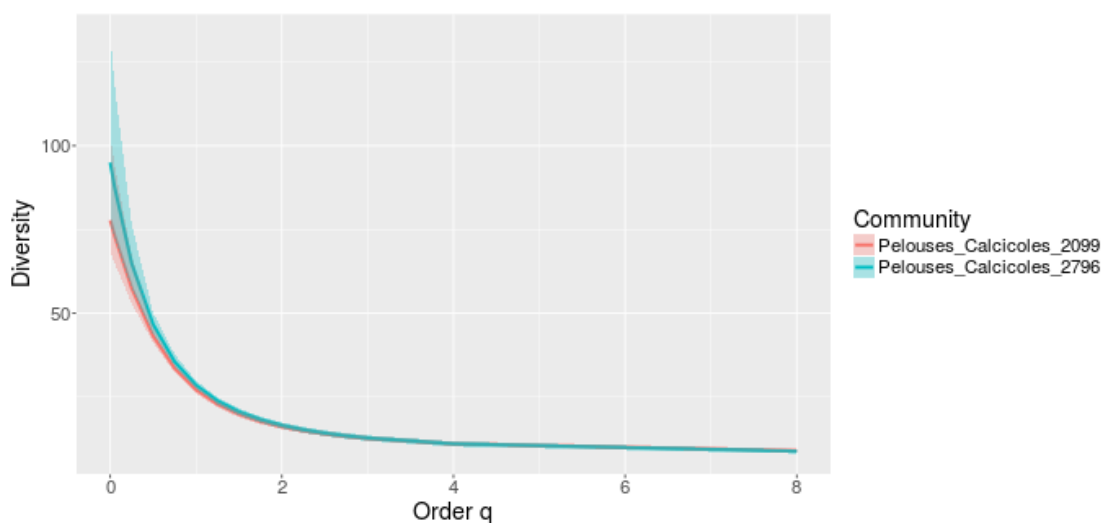


Fig. 64. Profils de diversité spécifique de l'ensemble des sites de pelouses calcicoles sur les bases de 2099 et 2796 individus identifiés, et incertitudes estimées à 95% de confiance.

Estimated Diversity Profiles

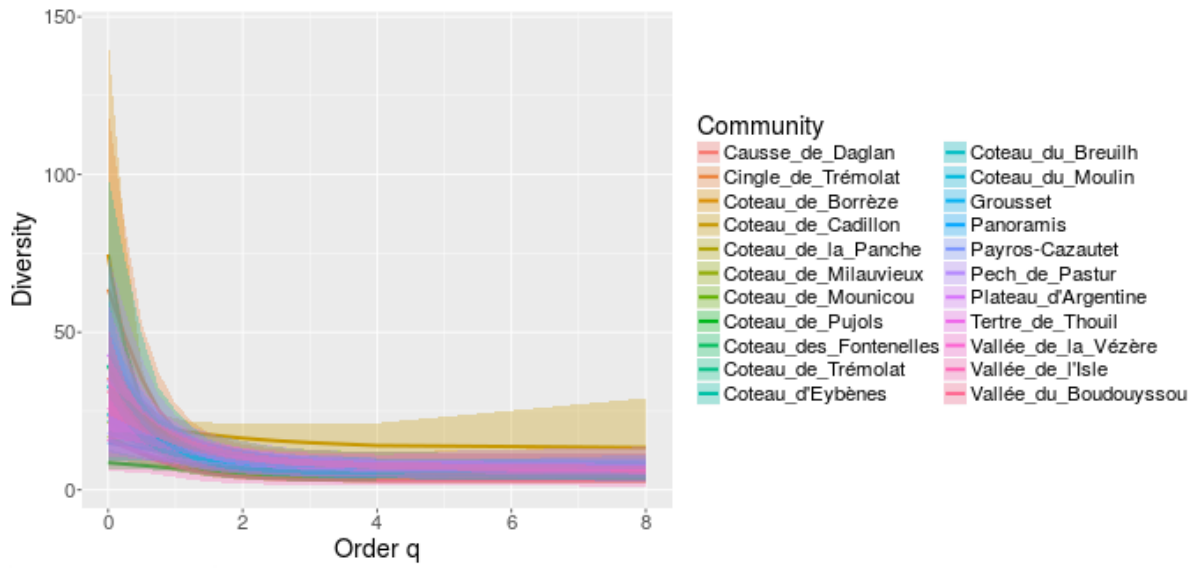


Fig. 65. Profils de diversité spécifique des sites de pelouses calcicoles et incertitudes estimées.

Estimated Diversity Profiles

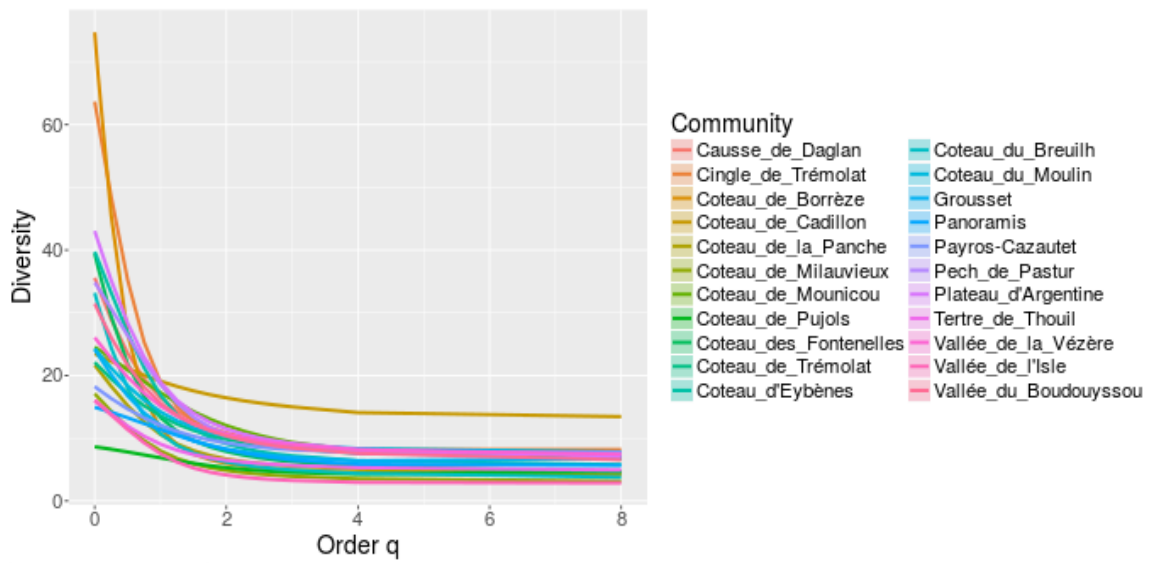


Fig. 66. Profils de diversité spécifique des sites de pelouses calcicoles.

Tab. XXXV. Indices de biodiversité des lépidoptères en fonction des sites d'étude.

Site	D_0 : q=0	D_q1 : q=1	D_qb2 : q=2	Dinf : q infini
Dagl_Ps	32.0	15.6	10.9	5.4
Panc_Ps	21.0	10.1	6.7	3.5
CotF_Ps	27.0	12.1	7.9	3.7
Arge_Ps	38.0	17.6	11.4	5.5
Veze_Ps	20.0	12.9	9.7	4.8
Pano_Ps	13.0	9.4	7.1	3.4
Thou_Ps	14.0	8.2	6.2	3.6
Moul_Ps	23.0	13.3	10.0	5.8
Payr_Ps	16.0	10.8	8.5	5.0
Grou_Ps	12.0	8.8	6.8	3.6
Pech_Ps	20.0	13.0	8.9	4.3
Boud_Ps	27.0	14.5	10.2	5.1
Cadi_Ps	21.0	16.4	14.0	6.9
Moun_Ps	23.0	15.2	10.8	4.6
Citr_Ps	22.0	13.1	9.4	5.3
Borr_Ps	25.0	9.9	6.0	3.4
Mila_Ps	13.0	6.9	4.6	2.5
Cotr_Ps	18.0	11.9	9.0	4.7
Eybe_Ps	21.0	12.3	8.1	3.9
Breu_Ps	20.0	9.2	6.1	3.1
Isle_Ps	10.0	5.8	3.7	2.1
Pujo_Ps	8.0	5.9	4.6	2.7

L'analyse en composantes principales (ACP) permet de mettre en évidence des similarités ou des oppositions entre les valeurs des paramètres pour chaque site et les corrélations les plus fortes entre ces sites (Fig. 67). Les calculs de l'ACP choisie sont basés sur une matrice composée des coefficients de corrélation de Spearman. La matrice de corrélation (Indice de Spearman, $p < 0,05$) et le test de sphéricité de Bartlett ($X^2_{ddl=9} = 142,229$, $p < 0,0001$) indique qu'au moins l'une des corrélations entre les variables est significative. Les variables sont toutes corrélées entre elles ($\rho \geq 0,629$, $\alpha = 0,05$). L'analyse des valeurs propres des axes factoriels décrit la qualité de la projection des 4 dimensions ou variables et permet de choisir à partir de la méthode de critère du coude le nombre d'axes, ici les deux premiers axes F1 et F2 (F1: valeur propre=3,463, variabilité=86,580%; F2: valeur propre=0,446, variabilité=11,148%).

Sur le graphique de l'ACP (Fig. 67), les variables sont projetées sur un plan factoriel vers le bord du cercle de rayon unité, elles sont bien représentées. Les variables D_0 : q=0, D_q1 : q=1, D_qb2 : q=2, Dinf : q infini sont toutes représentées sur l'axe 1 ($\cos^2 \geq 0,675$, contribution de 19,499%, 28,198%, 26,829%, 25,473% respectivement).

Globalement, les sites peuvent être classés des plus faibles valeurs des paramètres aux plus fortes valeurs de la manière suivante ($\cos^2 \geq 0,571$) : Isle_Ps, Pujo_Ps, Mila_Ps, Thou_Ps, Grou_Ps, Pano_Ps, Breu_Ps, Panc_Ps, Pech_Ps, Veze_Ps, Citr_Ps, Moun_Ps, Moul_Ps, Boud_Ps, DagL_Ps, Cadi_Ps, Arge_Ps. Les sites Isle_Ps, Pujo_Ps (2 et 1 transects, 2 et 3 dates, les moins échantillonnés) (contribution 15,519, 12,620 respectivement) ont les plus faibles valeurs comparées aux sites Cadi_Ps, Arge_Ps (1 transect et 6 transects et 4 dates) (contribution de 13,654, 14,700 respectivement) (Fig. 67).

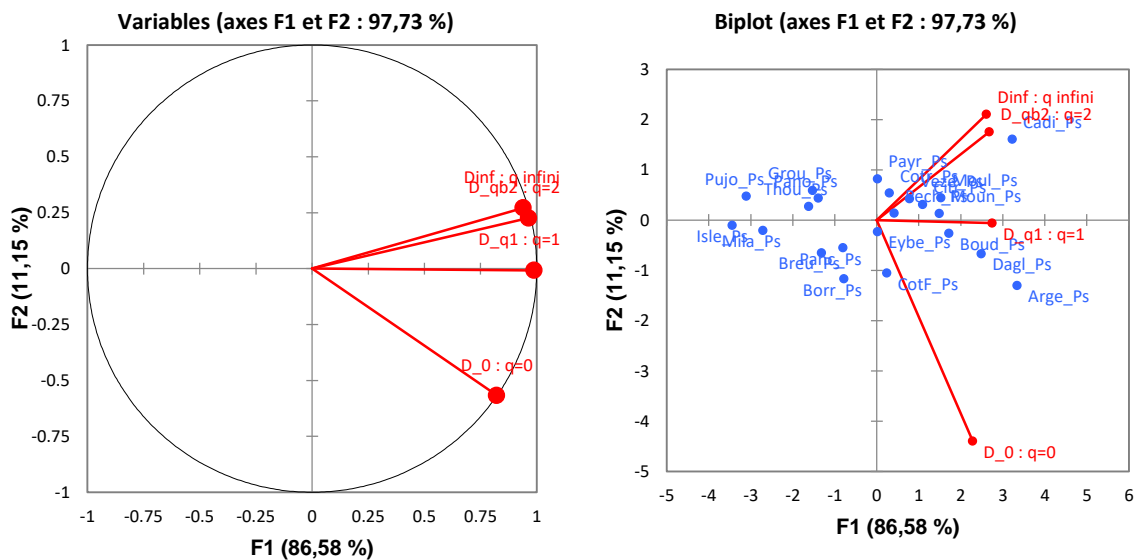


Fig. 67. Projection des variables des paramètres q sur le cercle de corrélation de l'ACP en axe F1 et F2 (à gauche) et représentation des sites (à droite).

L'analyse ACP exploratoire précédente analyse des données brutes et de nombreux paramètres. Le profil de diversité est lié à une centaine de variables, les proportions relatives des espèces. Elle devient une courbe non manipulable sur l'ensemble des données, elle agrège visuellement les données discontinues (Fig. 64). Pour compléter l'analyse statistique avec les indices classiques à $q=0$, $q=1$, $q=2$ qui n'en sont que des points particuliers, des points sur les profils qui dépendent d'un seul paramètre général q , l'idée est de les résumer par un minimum de paramètres permettant de prendre en compte alors la forme complète des courbes. Une méthode analytique conduit à identifier les paramètres suivants avec une fonction de forme Weibull modifiée F_2 : D_0 : nombre d'espèces et proportion de l'espèce la plus abondante D_{inf} , β ou q_0 : lié principalement aux espèces rares $q=1$, m_0 : lié principalement aux espèces communes $q=2$, m_{oi} et b : liés aux espèces abondantes et à l'espèce la plus nombreuse soit $q=4$, b : $q=\text{infini}$.

Le lissage des courbes est statistiquement représentatif ($R^2=0,9993$). Les paramètres varient pour β de 0,806 à 1,070 (médiane 0,914), m_0 de 0,992 à 1,070 (médiane 1,027), minf de 0,554 à 0,793 (médiane 0,663), b de 0,031 à 0,688 (médiane 0,311) (Tab. XXXVI). Pour illustrer le lissage, entre les valeurs lissées et les valeurs calculées à partir des proportions d'abondance, la valeur de la pente « A » de lissage devrait être proche de 1 et la valeur de B de zéro. Pour les pelouses sèches, les calculs sont les suivants $A=0,9974$ erreur-type : 0,0017 et $B=0,07$, erreur-type : 0,02, erreur-type sur le nombre d'espèces : 0,18 ($R^2=0,9993$). Un calcul d'identification non linéaire des paramètres peut compléter le lissage sachant que le modèle peut proposer un exposant au terme b . Le lissage est pertinent.

Tab. XXXVI. Paramètres des profils de diversité spécifique des sites pelouses calcicoles.

D_0 : nombre d'espèces et proportion de l'espèce la plus abondante D_{inf} , β ou β_{q1} : lié principalement aux espèces rares $q=1$, m_0 : lié principalement aux espèces communes $q=2$, m_{inf} : lié aux espèces abondantes et à l'espèce la plus nombreuse soit $q=4$, b : $q=infini$.

Nom_Court	D_0	D_{inf}	β β_{q1}	m_0	m_{inf}	b
Dagl_Ps	32.0	15.6	0.961	1.019	0.557	0.537
Panc_Ps	21.0	10.1	0.980	1.050	0.579	0.386
CotF_Ps	27.0	12.1	1.020	1.024	0.586	0.512
Arge_Ps	38.0	17.6	0.984	1.037	0.587	0.415
Veze_Ps	20.0	12.9	0.636	1.021	0.672	0.359
Pano_Ps	13.0	9.4	0.475	1.040	0.767	0.031
Thou_Ps	14.0	8.2	0.818	1.024	0.581	0.502
Moul_Ps	23.0	13.3	0.832	1.016	0.568	0.455
Payr_Ps	16.0	10.8	0.632	1.016	0.632	0.298
Grou_Ps	12.0	8.8	0.474	1.022	0.793	0.042
Pech_Ps	20.0	13.0	0.596	1.063	0.709	0.031
Boud_Ps	27.0	14.5	0.844	1.012	0.620	0.414
Cadi_Ps	21.0	16.4	0.394	0.992	0.754	0.688
Moun_Ps	23.0	15.2	0.546	1.020	0.788	0.078
Citr_Ps	22.0	13.1	0.763	1.045	0.667	0.300
Borr_Ps	25.0	9.9	1.206	1.066	0.554	0.321
Mila_Ps	13.0	6.9	0.862	1.042	0.659	0.274
Cotr_Ps	18.0	11.9	0.615	1.013	0.684	0.295
Eybe_Ps	21.0	12.3	0.715	1.058	0.694	0.148
Breu_Ps	20.0	9.2	1.011	1.029	0.593	0.457
Isle_Ps	10.0	5.8	0.768	1.070	0.698	0.031
Pujo_Ps	8.0	5.9	0.516	1.033	0.757	0.031

L'analyse en composantes principales (ACP) permet de mettre en évidence des similarités ou des oppositions entre les valeurs des paramètres pour chaque site et les corrélations les plus fortes entre ces sites (Fig. 68). Les calculs de l'ACP choisie sont basés sur une matrice composée des coefficients de corrélation de Pearson. La matrice de corrélation (Indice de Spearman, $p < 0,05$) et le test de sphéricité de Bartlett ($X^2_{ddl=20} = 133,018$, $p < 0,0001$) indique qu'au moins l'une des corrélations entre les variables est significative. Les données sont toutes factorisables. L'analyse des valeurs propres des axes factoriels décrit la qualité de la projection des 6 dimensions ou variables et permet de choisir à partir de la méthode de critère du coude le nombre d'axes, ici les deux premiers axes F1 et F2 (F1 : valeur propre=3,2, variabilité= 53,4% ; F2 : valeur propre=1,7, variabilité=28,2%).

Sur le graphique de l'ACP (Fig. 68), les variables sont projetées sur un plan factoriel vers le bord du cercle de rayon unité, elles sont bien représentées. Les variables D_0 , β ou β_{q1} , m_{inf} , b sont représentées sur l'axe 1 (contribution de 24,4%, 15,9%, 21,0%, 23,6% respectivement) et D_{inf} , m_0 sont représentés sur l'axe 2 (contribution de 23,6%, 35,3% respectivement).

Les sites sont répartis selon un ordre croissant des valeurs importantes des paramètres (Fig. 68):

- m_{inf} (Pujo_Ps, Grou_Ps, Pano_Ps, Isle_Ps),
- D_0 , b , β β_{q1} (Moul_Ps, Boud_Ps, CotF_Ps, Dagl_Ps, Arge_Ps),
- D_{inf} (Cadi_Ps, Moun_Ps, Cotr_Ps, Grou_Ps, Veze_Ps),
- m_0 (Breu_Ps, Mila_Ps, Panc_Ps, Isle_Ps, Borr_Ps).

La Classification Ascendante Hiérarchique est utilisée sur les mesures de similarité des données des paramètres entre les sites par le Coefficient de corrélation de Spearman (similarité dans l'intervalle [-1; +1]). Elle permet de construire des dendrogrammes, avec lesquels sont formées des classes de similarité des profils de diversité.

Globalement, les sites ont des profils de diversité similaires ($\rho \geq 0,657$). Le site de Borr_Ps se distingue de l'ensemble des autres sites par une valeur la plus importante de $\beta_{q1}=1,206$ liée principalement aux espèces rares ($\rho=0,657$). Le site Cadi_Ps se distingue ensuite des autres par une valeur importante de $D_{inf}=16,4$ liée aux espèces très abondantes ($\rho=0,829$). Les sites se distinguent ensuite en deux groupes de similarité : un groupe de similarité de m_{inf} lié aux espèces abondantes et à l'espèce la plus nombreuse soit $q=4$ et un groupe de similarité sur l'ensemble des paramètres du profil de diversité ($\rho=0,943$) (Fig. 69).

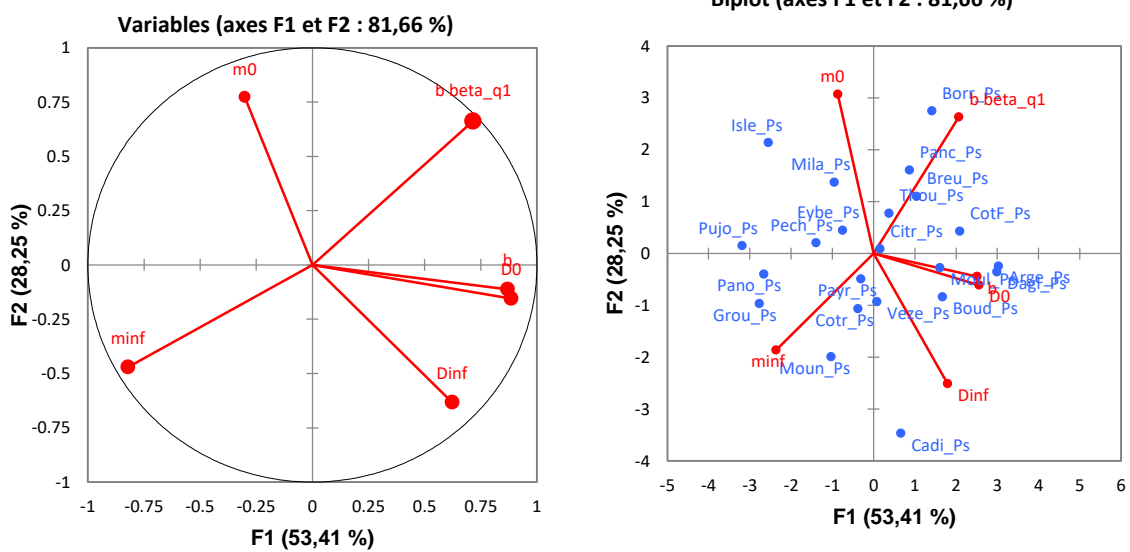


Fig. 68. Projection des variables sur le cercle de corrélation de l'ACP en axe F1 et F2 (à gauche) et représentation des sites (à droite).

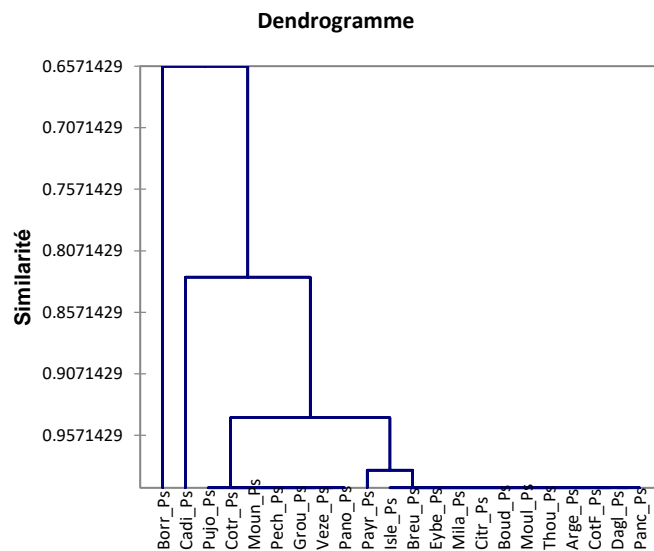


Fig. 69. Classification à ascendance hiérarchique.

- Interpolation et extrapolation

A partir des espèces observées, en particulier celles avec 1 et 2 individus, il est possible d'estimer le profil de diversité exhaustif dit asymptotique pour un effort de couverture qui serait de 100%.

La courbe de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus est tracée pour illustration pour $q=0$, il s'agit du nombre total d'espèces des pelouses calcicoles. Des tracés identiques en nombres d'espèces s'effectuent pour des valeurs de q comprises entre 0 et 4 en pratique.

Les données de biodiversité en Fig. 70–Fig. 74 montrent : le point d'observation, le trait continu l'interpolation et le trait en pointillés l'extrapolation. Pour un nombre d'espèces observées de 82 avec un nombre d'individus de 2796, l'extrapolation par bootstrap(50) $q=0$ indique pour un nombre d'individus double de 5592, il aurait une diversité de 95 (Fig. 70).

Pour $q=0$, l'extrapolation de la diversité spécifique des sites à 600 individus pour un taux de couverture de 99% donne (valeurs de la diversité spécifique observée à la diversité spécifique interpolée) (Fig. 71–Fig. 74) :

- 24–Causse_de_Daglan 32 à 34
- 24–Coteau_des_Fontenelles 27 à 36
- 33–Coteau_de_Pujols 8 à 9
- 47–Grousset 12 à 24
- 24–Cingle_de_Trémolat 52 à 59
- 24–Coteau_d'Eybènes 21 à 31
- 33–Panoramis 13 à 15
- 47–Pech_de_Pastur 20 à 35
- 24–Coteau_de_Borrèze 25 à 43
- 24–Coteau_du_Breuilh 20 à 30
- 33–Tertre_de_Thouil 14 à 16
- 47–Vallée_du_Boudouyssou 27 à 31
- 24–Coteau_de_la_Panche 21 à 22
- 24–Plateau_d'Argentine 38 à 42
- 40–Payros–Cazautet 16 à 18
- 24–Coteau_de_Milauvieux 13 à 17
- 24–Vallée_de_la_Vézère 20 à 26
- 24–Coteau_de_Trémolat 18 à 22
- 24–Vallée_de_l'Isle 10 à 16

(1) Sample-size-based rarefaction and extrapolation sampling curve

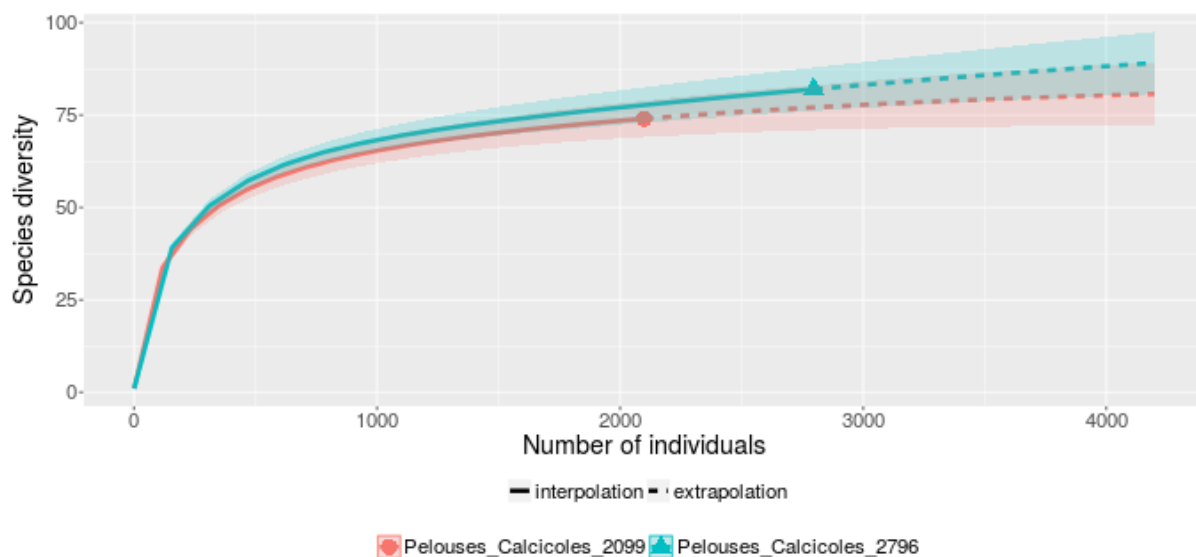


Fig. 70. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus 2099 et 2796.

(1) Sample-size-based rarefaction and extrapolation sampling curve

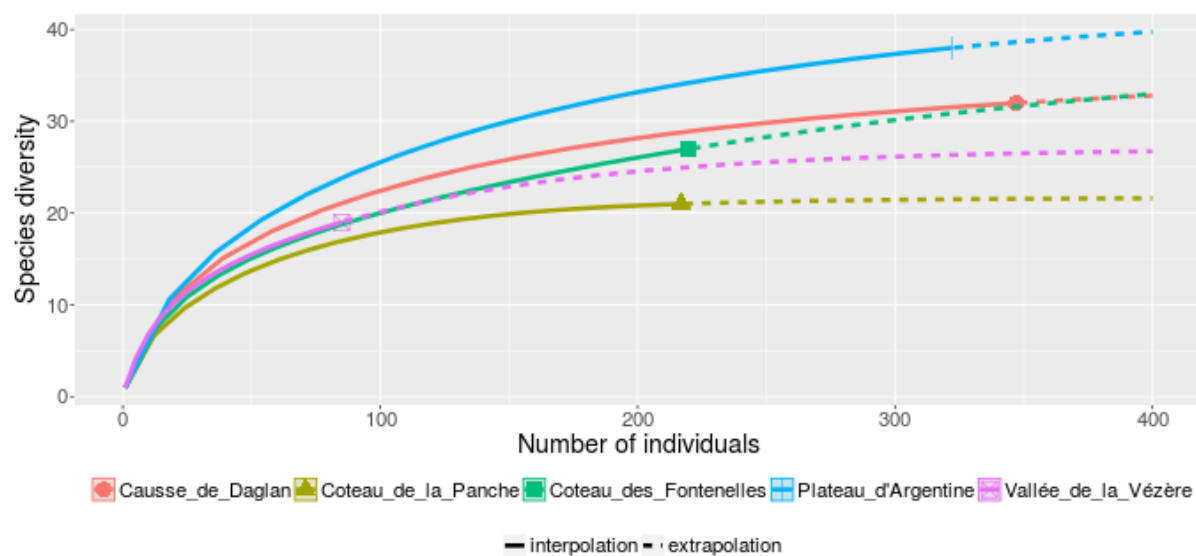


Fig. 71. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus des sites 1 à 5.

(1) Sample-size-based rarefaction and extrapolation sampling curve

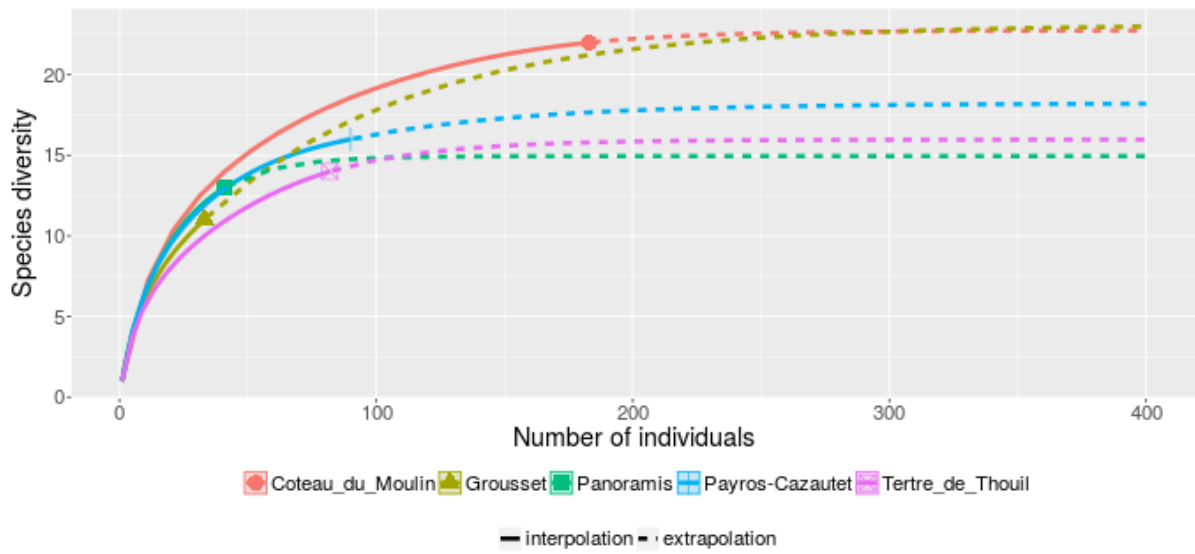


Fig. 72. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus des sites 6 à 10.

(1) Sample-size-based rarefaction and extrapolation sampling curve

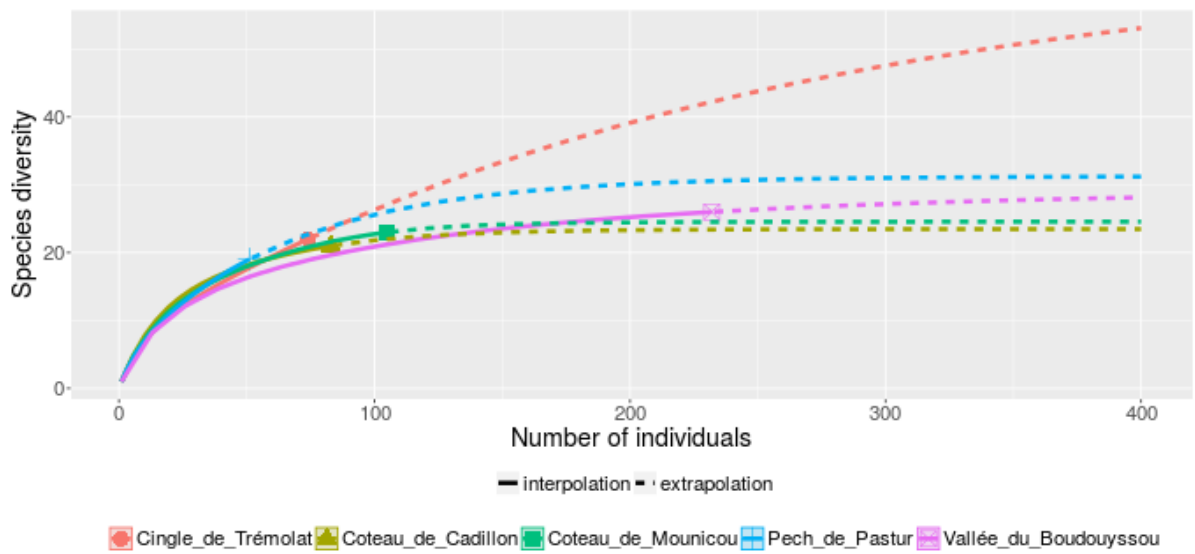


Fig. 73. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus des sites 11 à 15.

(1) Sample-size-based rarefaction and extrapolation sampling curve

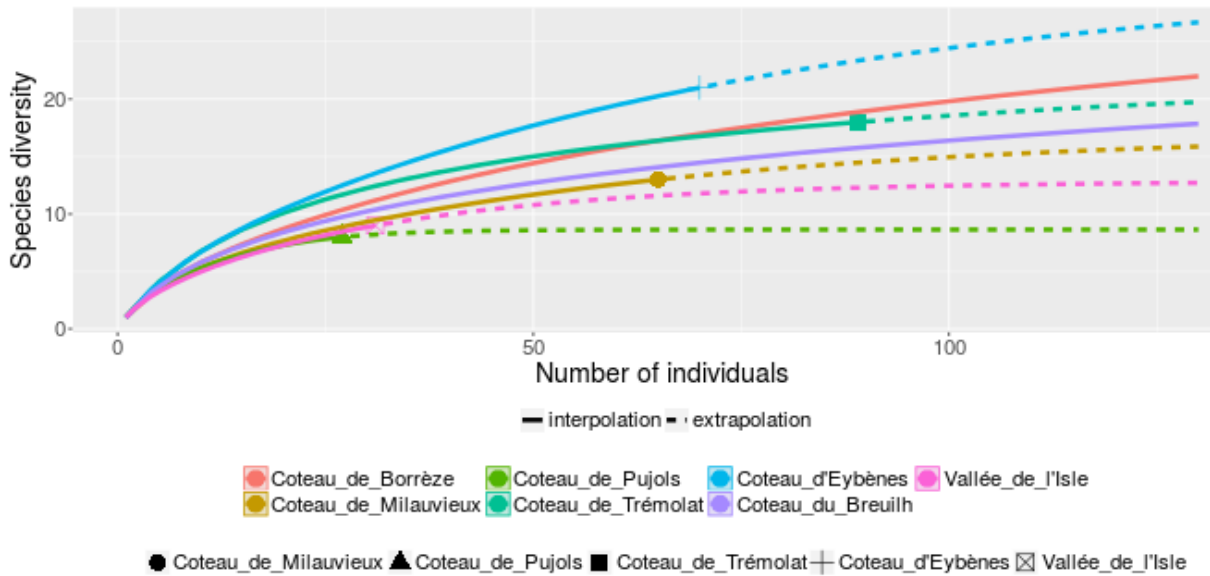


Fig. 74. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus des sites 16 à 22.

• Taux de couverture

Le taux de couverture de l'ensemble des sites pelouses calcicoles suivis en 2017 est de 99,4% (2099 individus observés selon le protocole strict) et de 99,4% (2796 individus au total sur les sites de suivis), au-dessus du seuil normal qui pourrait être retenu de 95% (Fig. 75–Fig. 76). Le nombre d'individus repéré à ce niveau est suffisant, l'équilibrage des sites est une fonction de ce nombre.

(2) Sample completeness curve

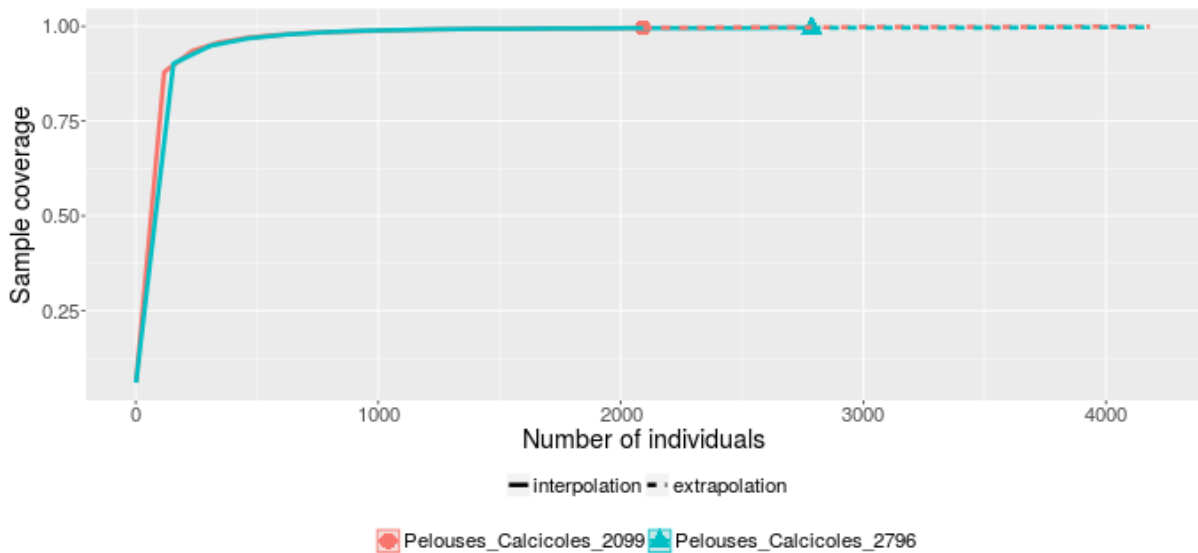


Fig. 75. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus observé 2099 et 2796.

(3) Coverage-based rarefaction and extrapolation sampling curve

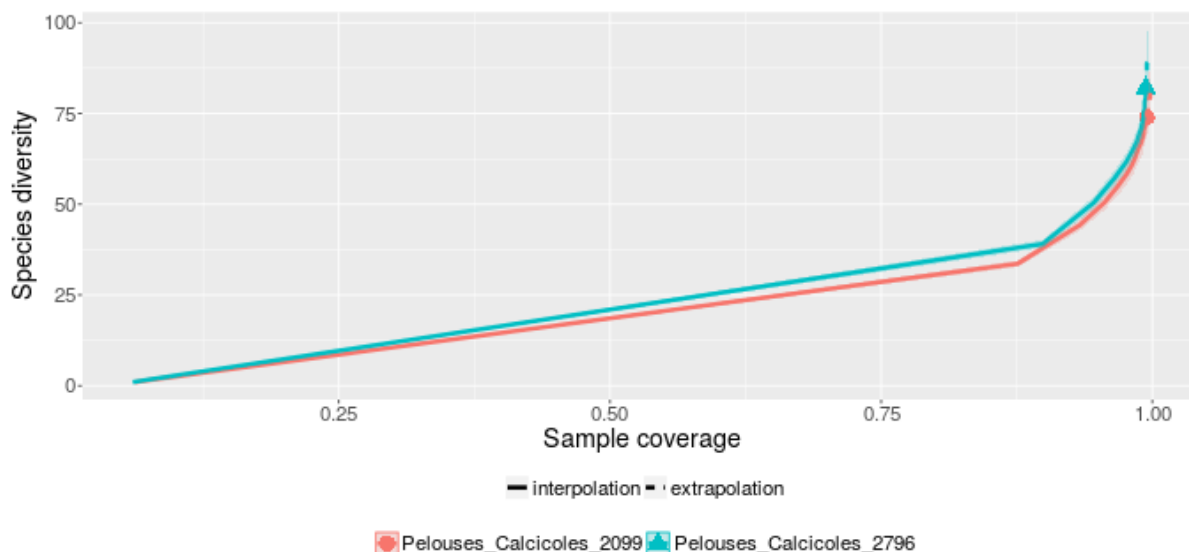


Fig. 76. Diversité spécifique (pour un nombre d’individus observé 2099 et 2796) en fonction du taux de couverture (q=0).

12 sites ont un taux de couverture au-dessous du seuil proposé de 95% (Pech_Ps, Citr_Ps, Isle_Ps, Grou_Ps, Eybe_Ps, Pano_Ps, Veze_Ps, Mila_Ps, Pujó_Ps, Cadi_Ps, Borr_Ps, Cotr_Ps). Les extrapolations des données sont acceptées. Le taux de couverture estimé si le nombre N d’individus observés était doublé reste en dessous du seuil de 95% pour les sites Pech_Ps, Citr_Ps, Isle_Ps, Grou_Ps (Tab. XXXVII, Fig. 77–Fig. 84).

Ce calcul surestime l’effort d’échantillonnage à appliquer pour passer de 98 à 99%. Le nombre d’individus à rechercher peut être inférieur. Un paramètre proposé par Lopez permet de corriger le calcul pour éviter d’envisager un effort d’échantillonnage trop important pour l’année suivante. Le paramètre moyen de Lopez est de z=1,4. Il n’induit une correction que de 1,001% négligeable sur ces données.

Tab. XXXVII. Taux de couverture des observations de 2017 par sites.

Sites Pelouses calcicoles, f_i nombre d'espèces observées avec i individus,
 Couv_ f_1f_2 : taux de couverture C_n , lié au nombre n d'individus recensés. Ce calcul est significatif au niveau calcul si le nombre N d'individus observés est suffisant, par exemple 50.

Couv_ f_1f_2 : taux de couverture C_{n+m} estimé si le nombre N d'individus observés était doublé

Nombre d'individus mis entre parenthèse après le chiffre des espèces

Nom_Court	S espèces	f1	f2	f3	f4	f0_12	Couv_ f_1f_2 C_n	Couv_ N_x2 C_{n+m}
Dagl_Ps	32(347)	6	5	3	4	4	98%	100%
Panc_Ps	21(217)	2	3	7	0	1	99%	100%
CotF_Ps	27(220)	10	4	1	0	11	95%	98%
Arge_Ps	38(322)	9	8	4	1	4	97%	100%
Veze_Ps	20(87)	7	4	1	2	6	92%	97%
Pano_Ps	13(41)	4	4	1	2	3	91%	99%
Thou_Ps	14(82)	4	4	0	1	3	95%	99%
Moul_Ps	23(184)	4	6	2	1	2	98%	100%
Payr_Ps	16(90)	3	2	5	0	3	97%	99%
Grou_Ps	12(36)	5	1	3	1	17	86%	91%
Pech_Ps	20(52)	11	4	2	0	12	79%	90%
Boud_Ps	27(233)	6	4	4	2	5	97%	99%
Cadi_Ps	21(83)	5	5	0	2	3	94%	99%
Moun_Ps	23(105)	5	8	1	0	2	95%	100%
Citr_Ps	22(74)	13	2	0	1	38	83%	87%
Borr_Ps	25(181)	10	1	4	3	59	94%	95%
Mila_Ps	13(65)	5	3	0	1	5	92%	98%
Cotr_Ps	18(89)	5	3	2	1	5	94%	98%
Eybe_Ps	21(70)	10	5	2	0	8	86%	95%
Breu_Ps	20(159)	7	2	2	2	13	96%	98%
Isle_Ps	10(32)	5	2	1	0	7	85%	93%
Pujo_Ps	8(27)	2	3	1	0	1	93% !N	100%

(2) Sample completeness curve

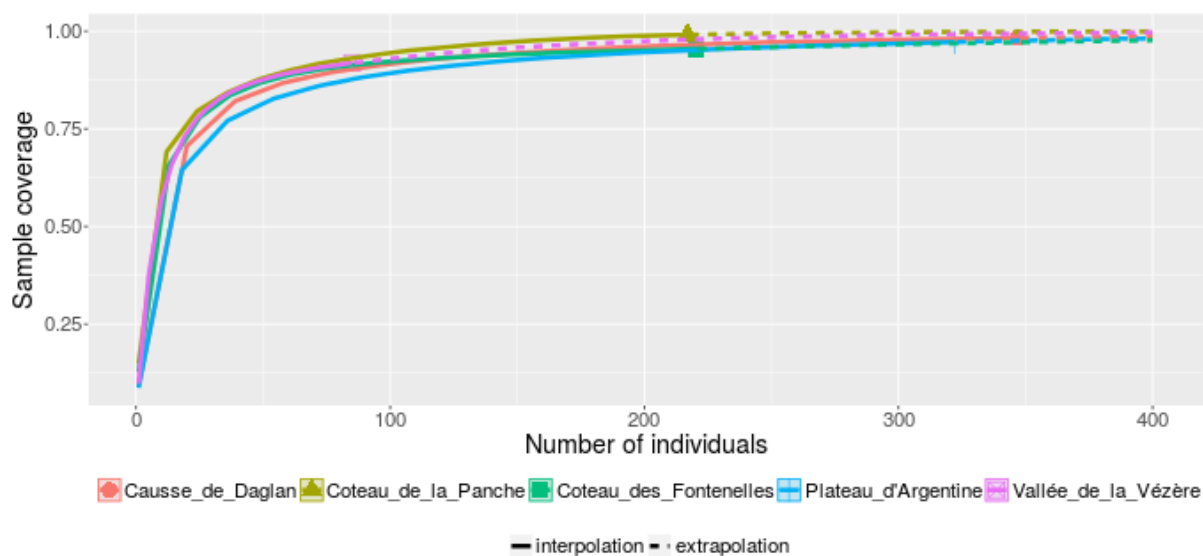


Fig. 77. Taux de couvertures en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation, sites 1 à 5.

(2) Sample completeness curve

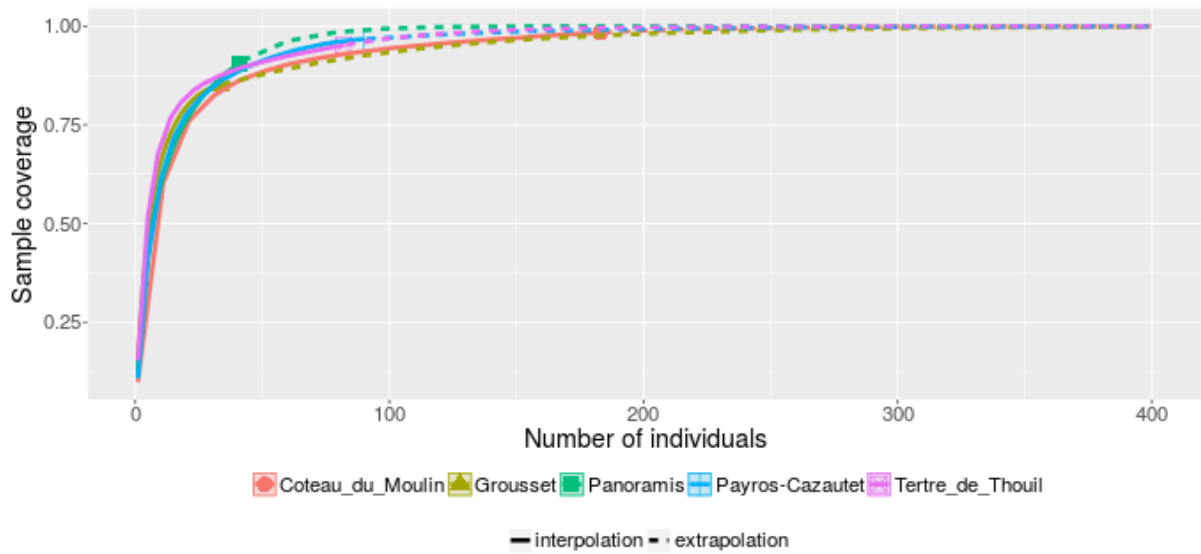


Fig. 78. Taux de couvertures en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation, sites 6 à 10.

(2) Sample completeness curve

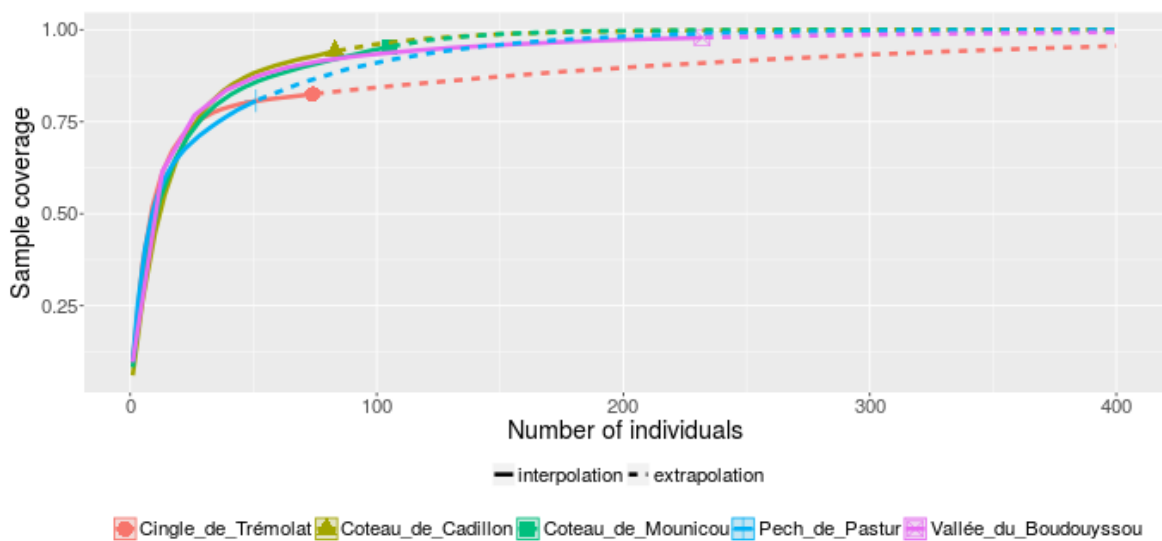


Fig. 79. Taux de couvertures en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation, sites 11 à 15.

(2) Sample completeness curve

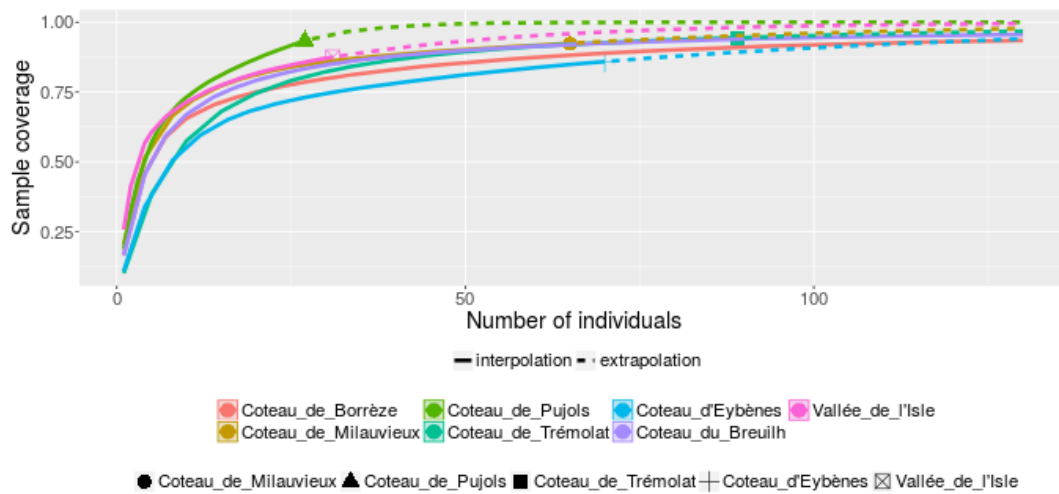


Fig. 80. Taux de couvertures en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation, sites 16 à 22.

(3) Coverage-based rarefaction and extrapolation sampling curve

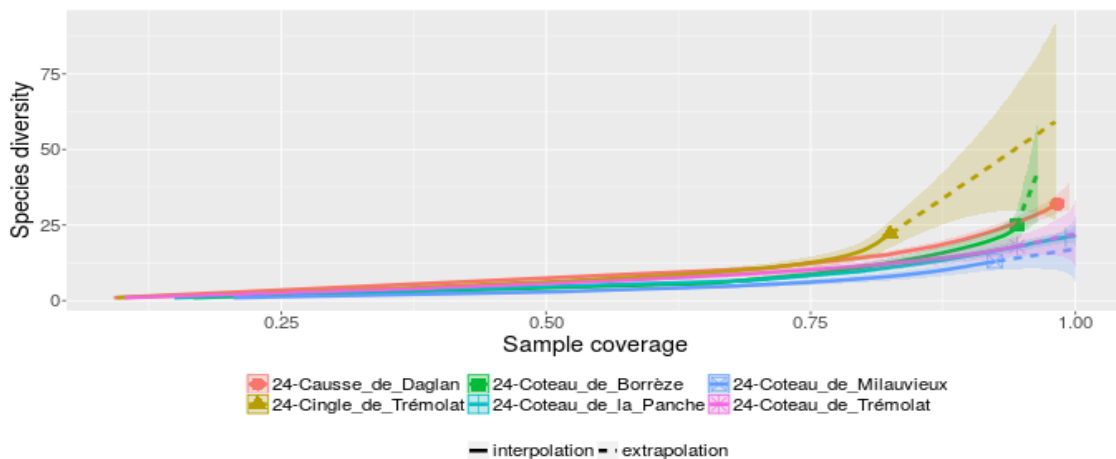


Fig. 81. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation, sites 1 à 5 (pour q=0).

(3) Coverage-based rarefaction and extrapolation sampling curve

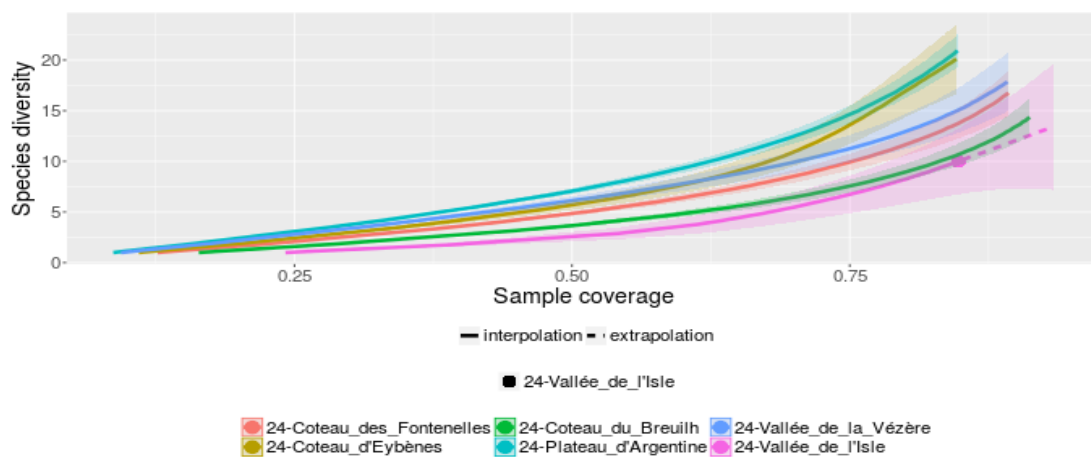
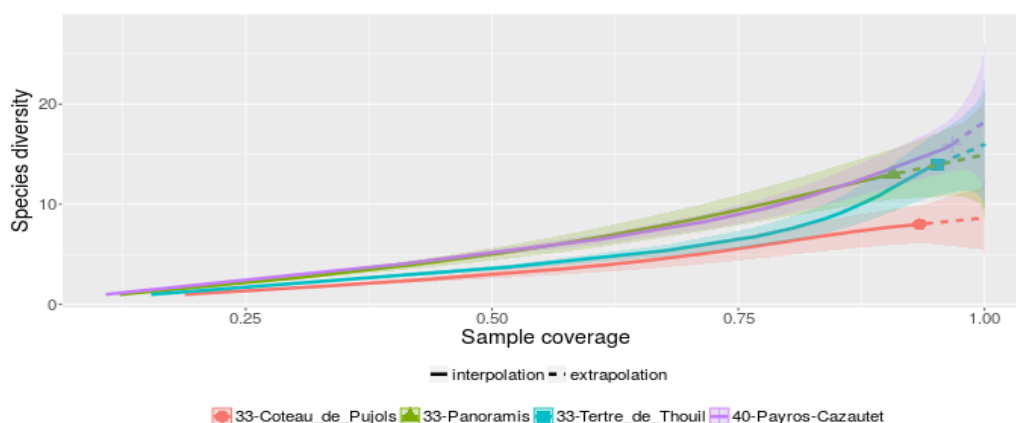
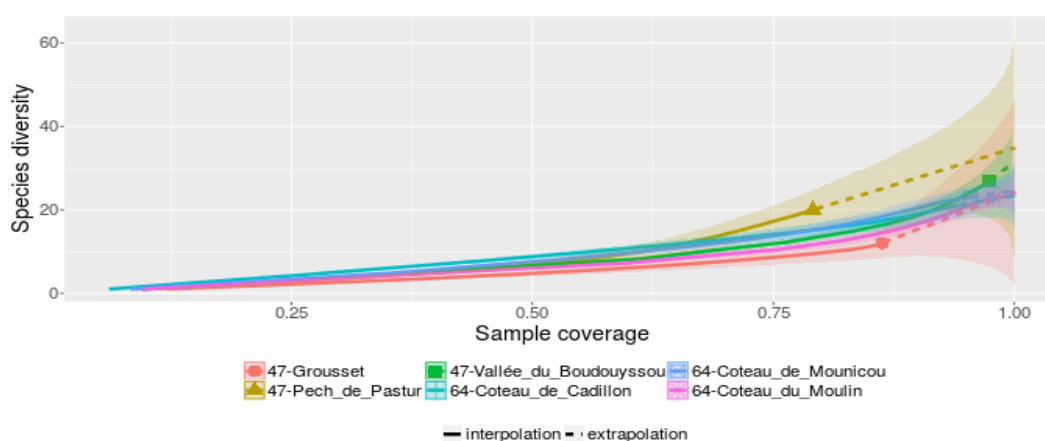


Fig. 82. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation, sites 6 à 10 (pour q=0).

(3) Coverage-based rarefaction and extrapolation sampling curve


Fig. 83. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation, sites 11 à 15 (pour $q=0$).

(3) Coverage-based rarefaction and extrapolation sampling curve


Fig. 84. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation, sites 16 à 22 (pour $q=0$).

• Similarités des sites

Sur les 22 sites de pelouses calcicoles, la valeur D_γ du nombre d'espèces est la diversité spécifique de l'ensemble des sites agglomérés dans la région ($q=0$, $D_\gamma=82$). D_α présente le nombre d'espèces moyen par site ($q=0$, $D_\alpha=20.2$). D_β indique le nombre de sites différents en fonction de q . Pour $q=0$ (nombre d'espèces très rares, rares, communes, nombreuses), l'ensemble des 22 sites est équivalent à n'avoir que 4,1 sites différents pour l'ensemble des espèces, pour $q=0,25$ lié aux espèces très rares $D_\beta=3,5$ sites, pour $q=8$ espèces dominantes $D_\beta=2,5$. Si les 22 sites étaient identiques en proportions et en espèces alors $D_\beta=1$, D_β est ici en moyenne de 2,9 (Tab. XXXVIII). Cette valeur montre que les sites sont quasiment équivalents et font partie d'un milieu plutôt homogène.

Les indices de C_qN montrent le pourcentage de recouvrement de 85%, valeur liée à D_β . $\Delta\epsilon\sigma$ U_qN sont des indices de similarité des sites entre eux. Ils augmentent de 21% à 100% en fonction de q . Plus la proportion des espèces abondantes est prise en compte, plus la similarité, la proportion de ces espèces de la communauté de la région, est partagée dans les sites. (Tab. XXXVIII).



Tab. XXXVIII. Résultats des paramètres de similarités des sites de pelouses calcicoles.

q	D γ	D α	D β	CqN	UqN	SqN	VqN
0.00	82.0	20.2	4.1	85%	21%	21%	85%
0.05	77.1	19.5	3.9	85%	23%	22%	86%
0.25	60.7	17.1	3.5	83%	32%	25%	88%
0.50	46.2	14.6	3.2	79%	44%	28%	90%
1.00	29.4	11.0	2.7	68%	68%	34%	92%
1.50	21.2	8.7	2.4	55%	85%	38%	93%
2.00	16.8	7.3	2.3	41%	94%	41%	94%
3.00	12.8	5.7	2.2	20%	99%	42%	94%
4.00	11.0	4.8	2.3	9%	100%	41%	94%
6.00	9.4	3.9	2.4	1%	100%	39%	93%
8.00	8.7	3.4	2.5	0%	100%	37%	93%

- Diversité fonctionnelle

Les profils de diversité résument l'information et sont liés principalement aux proportions des espèces de lépidoptères et d'asclaphes. Les espèces ne sont donc différenciées que par leurs dénombrements. Il est possible d'ajouter une pondération, une distance entre les espèces. En illustration de principe de calcul, les résultats suivants montrent la diversité fonctionnelle basée sur un lien simple phylogénétique, le classement en genre des espèces. Les calculs ont été refaits avec la prise en compte de cette pondération. En comparant aux valeurs précédentes de diversité spécifique en fonction de q (Tab. XXXIX), les valeurs de cette diversité fonctionnelle simple ne sont pas significativement différentes (Test de Wilcoxon signé, $\alpha=0,05$). Une analyse phylogénétique plus complète est à envisager.

Tab. XXXIX. Pelouses calcicoles, illustration de diversité fonctionnelle basée sur le lien genre-espèce ; $d_{ij}=a=0.5$ le genre est identique entre i et j, $d_{ij}=1$ le genre est différent, sinon $d_{ii}=0$.

	q :	0.0	0.05	0.25	0.5	1.0	1.5	2.0	3.0	4.0	6.0	8.0
Dagl_Ps	0.5	32.4	31.2	26.7	22.1	15.9	12.6	10.8	8.9	8.0	7.1	6.6
Panc_Ps	0.5	22.4	21.6	18.8	15.8	11.4	8.9	7.5	6.2	5.6	5.2	5.0
CotF_Ps	0.5	28.2	27.1	23.0	18.9	13.5	10.6	9.0	7.4	6.6	5.8	5.5
Arge_Ps	0.5	39.2	37.8	32.4	26.7	18.9	14.6	12.2	9.8	8.6	7.5	7.0
Veze_Ps	0.5	20.5	20.1	18.4	16.5	13.6	11.7	10.4	8.9	8.1	7.2	6.8
Pano_Ps	0.5	13.5	13.3	12.6	11.7	10.3	9.1	8.3	7.2	6.6	6.0	5.7
Thou_Ps	0.5	14.8	14.4	12.9	11.3	9.0	7.6	6.7	5.9	5.4	5.1	4.9
Moul_Ps	0.5	23.7	23.0	20.5	17.8	14.0	11.8	10.4	8.9	8.2	7.5	7.1
Payr_Ps	0.5	16.5	16.1	14.9	13.6	11.4	10.0	9.0	7.8	7.3	6.7	6.4
Grou_Ps	0.5	12.3	12.1	11.4	10.7	9.4	8.4	7.7	6.8	6.3	5.7	5.4
Pech_Ps	0.5	20.5	20.2	18.8	17.0	14.0	11.7	10.1	8.2	7.3	6.6	6.2
Boud_Ps	0.5	27.8	26.9	23.7	20.3	15.5	12.7	11.0	9.0	7.9	6.9	6.4
Cadi_Ps	0.5	21.1	20.8	19.8	18.6	16.7	15.3	14.3	13.0	12.1	11.1	10.6
Moun_Ps	0.5	23.5	23.0	21.3	19.3	16.2	13.9	12.4	10.6	9.7	8.8	8.4
Citr_Ps	0.5	22.8	22.2	20.1	17.7	14.0	11.6	10.1	8.5	7.6	6.7	6.3
Borr_Ps	0.5	26.9	25.8	21.8	17.5	11.7	8.6	6.9	5.4	4.8	4.3	4.1
Mila_Ps	0.5	14.1	13.7	12.3	10.7	8.4	7.0	6.2	5.3	4.9	4.5	4.3
Cotr_Ps	0.5	18.5	18.1	16.7	15.1	12.6	10.9	9.8	8.3	7.5	6.7	6.3
Eybe_Ps	0.5	21.9	21.4	19.4	17.2	13.5	11.0	9.4	7.8	7.0	6.3	6.1
Breu_Ps	0.5	21.3	20.5	17.6	14.7	10.7	8.5	7.3	6.0	5.4	4.9	4.6
Isle_Ps	0.5	11.1	10.9	10.0	9.1	7.5	6.5	5.8	5.1	4.7	4.3	4.1
Pujo_Ps	0.5	8.4	8.3	7.9	7.4	6.6	6.0	5.5	4.8	4.4	4.1	3.9

4.2.4 Discussion

- Ajustement de la méthode de suivis des lépidoptères et ascalaphes en pelouses calcicoles

Pour étudier la réponse spatio-temporelle des indicateurs du programme, environ 20 sites ont été choisis selon une répartition spatialement équilibrée à travers la Nouvelle-Aquitaine et avec un bon état de conservation permettant de dissocier les effets du changement climatique des autres facteurs anthropiques sur les réponses de la biodiversité (MALLARD, 2016b). Afin de mettre en évidence des variations de réponse du cortège de lépidoptères et d'ascalaphes de pelouses calcicoles à différentes latitudes, quatre sites ont été sélectionnés en ex-Limousin, venant compléter la liste des sites de pelouses calcicoles existante. Ces quatre sites, pour lesquels les suivis débiteront en 2018, sont les suivants (Fig. 85) : pelouse de la lande de St-Laurent, à La Roche l'Abeille (19) ; pelouse du Puy de Guimond, à Ayen/St-Robert (19) ; pelouse du Puy d'Ayen, à Ayen (19) ; pelouse Côte pelée, à Chasteaux.



Sites validés pour les suivis du cortège de lépidoptères et d'ascalaphes en pelouse calcicole, en ex-Limousin.

Fig. 85. Situation géographique des sites validés pour les suivis du cortège de lépidoptères et d'ascalaphes en pelouse calcicole en ex-Limousin.

En 2017, un protocole de suivi phénologique simplifié des plantes nectarifères et des plantes hôtes a été élaboré par le CBNSA. Ce suivi avait pour but de contextualiser les données de suivis de lépidoptères en récoltant des données sur les variations éventuelles de disponibilité de la ressource, permettant d'apporter d'éventuels éléments explicatifs des variations de cortège de lépidoptères, en plus des conditions météorologiques directes. Cette méthode de suivi phénologique simplifié a été testée sur chaque site de pelouse calcicole sur au moins un transect de suivi lépidoptères (100 x 5 m). Il en est ressorti une difficulté d'application sur le terrain, due principalement au nombre élevé de plantes nectarifères et plantes hôtes présentes en pelouse calcicole (difficulté dans l'estimation de l'effectif par classe phénologique). Suite à une réunion technique, plusieurs propositions ont été évoquées afin de simplifier le protocole : réduire le nombre d'espèces à suivre ou échantillonner une plus faible surface, ou encore suivre uniquement les plantes hôtes de certains papillons. Cependant, réduire un tel protocole sur la phénologie de la flore ne serait pas pertinent. En effet, focaliser le suivi uniquement sur quelques espèces de flore ou bien échantillonner une plus petite surface ne permettrait pas une vision représentative du site, d'autant plus que les lépidoptères sont des espèces capables de se déplacer sur des dizaines de mètres. Ainsi, pour les prochaines années, il a été décidé d'abandonner ce suivi phénologique simplifié des plantes nectarifères et plantes hôtes associé aux lépidoptères.

- **Diversité spécifique et similarité des sites de pelouses calcicoles**

Les profils de diversité spécifique sont des graphiques calculés à partir des abondances de chaque espèce (CHIU *et al.*, 2014a). Le profil est décrit par une fonction d'un paramètre q , dit « d'indifférence aux espèces rares » (MAGURRAN, 2004 ; CHAO *et al.*, 2012 ; CHAO&CHIU, 2016). Plus q est grand et moins les espèces rares sont prises en compte. Le profil caractérise en résumé l'hétérogénéité des abondances des espèces (MALLARD, 2016b) et est une image de la fragilité du milieu. Il est lié aux proportions d'abondance relative des espèces, donc à des dizaines de paramètres. Pour simplifier, les courbes des profils ont été résumées par un minimum de paramètres (6). Cela ouvre une voie d'étude pour affiner les analyses en composantes principales. Ces paramètres de lissage proposés dans le programme sont des éléments qui peuvent être comparés pour un même site dans le temps par rapport aux variations climatiques, comparés entre plusieurs sites de même nature par exemple ici les pelouses calcicoles, les sites étant rapportés à un effort d'échantillonnage proche.

Les analyses en composantes principales ont montré principalement deux sites qui se distinguent des autres. Le site de Pujols (Pujo_Ps) a un profil de diversité plus faible, plus équilibrée, échantillonnée de façon partielle. La végétation sur ce site est de type de pelouses mésoxérophiles calcicoles subatlantiques à atlantiques. D'après les relevés floristiques, la tendance à la fermeture du milieu pourrait aussi expliquer une plus faible diversité spécifique en lépidoptères. Le plateau d'Argentine (Arge_Ps), pelouse xérophile calcicole plus ou moins ouverte, de caractère subméditerranéen, est le site ayant la diversité spécifique en lépidoptères la plus forte. Les sites Cadillon (Cadi_Ps) et Isle (Isle_Ps) sont caractérisés par la présence de certaines espèces très abondantes. A l'échelle régionale, en excluant les deux sites Pujols et plateau d'Argentine, les profils de diversité spécifique sont similaires. Ces résultats confirment la validation méthodologique de sélection des sites similaires permettant d'étudier les réponses spatio-temporelles des populations de lépidoptères et d'ascalaphes face au changement climatique. L'analyse en composantes principales est un outil complémentaire utilisé avant une régression permet d'éviter d'utiliser des variables redondantes. Cette première analyse descriptive peut être complétée par des analyses de modèle Linéaire Généralisé (GLM) avec de nouvelles données annuelles.

- Evaluation de l'effort d'échantillonnage

En pratique, l'observation exhaustive des espèces ne peut pas être réalisée. Elle est ainsi remplacée par des échantillonnages dont il faut assurer une première pertinence par l'analyse de l'accumulation des données. La qualité de l'échantillon est quantifiée par le taux de couverture ou effort d'échantillonnage qui est calculable grâce aux travaux Alan Turing et I.J. Good (Good, 1953). Si cela est nécessaire, si les comparaisons entre sites, dans l'espace, dans le temps, doivent être abordées à taux de couverture constant, il est en pratique plus adapté d'extrapoler les données des sites moins bien échantillonnés avec leur incertitude et, si nécessaire, d'interpoler les sites les mieux échantillonnés. L'extrapolation est un moyen à privilégier pour conserver les données des sites les mieux dénombrés mais, dans le cas d'indices globaux, agrégeant les sites, elle ajoute une incertitude aux résultats qui sont ceux des sites avec un taux de couverture minimal. L'interpolation est plus fiable, entraîne peu d'incertitudes, mais les valeurs sont rapportées à un taux de couverture moyen plus faible (MALLARD, 2016b).

Les estimations des indices dits de Chao surestiment en fait les efforts d'échantillonnage car le terme f_1/f_0 reste constant en extrapolation alors que plus l'effort d'échantillonnage est important et plus la proportion de singletons décroît. Une correction est proposée (LOPEZ *et al.*, 2012). Des règles générales en sont déduites. Les dénombrements qui présentent plus de 8% des singletons, ou moins de 100 « individus / espèces » ont probablement un degré de sous-échantillonnage. Il peut alors être amélioré par une augmentation de l'effort d'échantillonnage ou en utilisant des estimateurs de richesse. Un seuil d'échantillonnage de 20 « individus / espèces », ou moins de 21% des singletons, est en pratique un effort d'échantillonnage minimum pour estimer une richesse asymptotique fiable (au moins 95% de la richesse estimée) en utilisant ensuite des corrections d'estimateurs non paramétriques. Les suivis pelouses sèches respectent en global cette règle.

Dans notre cas d'étude, 12 sites ont un seuil de taux de couverture inférieur à un seuil utilisé couramment statistiquement de 95%. Pour certains sites, il est difficile à augmenter car en doublant le nombre d'individus, le seuil reste en dessous du seuil requis. Le calcul est toutefois plutôt pessimiste dans la mesure où ce taux est basé sur les singletons et les doubletons observés et ne prend pas en compte le fait que ceux-ci diminuent en fonction du taux de couverture (LOPEZ *et al.*, 2012). Pour augmenter l'effort d'échantillonnage, il existe deux possibilités, soit augmenter le nombre de transect ou augmenter la fréquence des suivis dans le temps. Les remarques et résultats mentionnés au début du rapport montrent le type de liens existants. Le nombre et le positionnement des transects ont été élaborés pour couvrir la surface de l'habitat homogène mais également pour éviter le biais du double comptage (MALLARD, 2016b). Il a ainsi été décidé d'augmenter le nombre de suivis tous les 15 jours soit 8 passages entre mai et août. Cet ajustement du protocole sera évalué en 2018.

Dans le cadre du programme les sentinelles du climat, l'année 2016 a permis la mise en place du protocole de suivis des lépidoptères de pelouses calcicoles (MALLARD, 2016b). La méthode de comptage est ainsi ajustée, évaluée et optimisée au cours du temps par l'intermédiaire de l'analyse mécanistique de compréhension des phénomènes et par l'analyse statistique d'extraction des paramètres.

- Perspectives d'analyse mécanistique et statistique

La littérature indique fortement que l'examen des profils de diversité est une donnée importante d'analyse des abondances de chaque espèce (CHIU *et al.*, 2014a). Les graphiques des profils de diversité ont été résumés par 6 paramètres pour éviter des analyses complexes à plusieurs centaines de paramètres.

Les observations sur le terrain dans le temps conduisent à des dénombrements d'individus qui sont répertoriés dans des espèces. Cela conduit à des données premières, et un traitement de mesure de biodiversité est effectué à partir de leurs proportions relatives. Des profils de diversité résument l'information et sont liés principalement à ces proportions. Les espèces ne sont donc différenciées que par leurs dénombrements. Il est possible d'ajouter une pondération, une distance entre les espèces issues de différents traits biologiques (par exemple la taille, la couleur). Dans le cas où les espèces diffèrent en taille, par exemple des papillons de grande taille et de petite taille, la pondération des espèces par leur abondance relative des individus dans une même espèce par leur taille devient un trait biologique les différenciant. Le métabolisme s'accélère avec la température et la taille des individus diminue (CHEN & FENG, 2016). Ce trait taille est abordée par la relation entre l'abondance N_{ind} d'une espèce et sa taille moyenne « W ». Damuth (1981) propose par exemple $N_{ind}=kW^{-0.75}$, valeur de k liée à l'espèce.

En complément, ces espèces peuvent être plus ou moins dissociées selon leurs histoires évolutives (MALLARD, 2016b). La théorie de l'évolution est reconnue comme la référence pour décrire la transformation des plantes et des animaux dans le temps. La discipline associée est la phylogénétique pour décrire la genèse des différentes classes où les individus peuvent être regroupés. La méthode représentant le processus d'évolution dans le temps est généralement un arbre bien que les nouveaux développements le transforment en un réseau, en un anneau. Les feuilles de cet arbre sont les espèces étudiées. Le développement de la biologie moléculaire a permis l'utilisation de séquences de macromolécules biologiques pour obtenir des informations sur l'histoire évolutive. Celles qui présentent des séquences identiques ou similaires sont posées comme provenant d'un ancêtre commun construisant ainsi peu à peu cet arbre de façon statistique. Les branches de l'arbre, défini sur un plan topologique, présentent des longueurs associées qui pondèrent les espèces entre elles, comme les distances précédentes liées au trait de taille (MARCON, 2015 ; PAVOINE *et al.*, 2017). L'analyse des profils de diversité peut être abordée, complétée au cours du programme par l'intégration de traits biologiques et de la diversité phylogénétique dans une démarche proche à celle utilisée pour les abondances.

La diversité fonctionnelle est une distance entre les espèces, cela peut être un arbre phylogénétique, ou une distance dans un espace avec des traits généraux de fonctionnalité des lépidoptères (exemple HANSPACH *et al.*, 2015). L'ensemble des axes des traits forme un hyper volume où sont placées les espèces, chaque espèce i est distante de l'espèce j de d_{ij} . Les espèces existent ainsi par leurs quantités et leurs caractéristiques. Les traits principaux d'un animal sont par exemple le sexe, la longueur de l'aile, la surface de l'aile, la performance en vol, la colorisation, la masse du corps, la longueur du corps. Les traits peuvent être adimensionalisés par la moyenne et l'écart-type et peuvent être reliés entre eux, diminuant d'autant le nombre d'axes. La longueur des ailes et la performance en vol sont, par exemple, 2 clés en réponse au changement climatique. La taille des ailes peut devenir un frein à la performance en vol (LEGRAND *et al.*, 2016).

Les nombres de Hill donnent accès à un outil d'agrégation objectivement reconnu, mis en place au niveau théorique, très discuté et qui le fait évoluer, pertinent en agrégation numérique pour résumer l'état de la diversité et toutes les interactions dans l'espace et dans le temps. Sans les exclure, il peut alimenter des modèles statistiques par exemple GAM (HARRISON *et al.*, 2014).

4.3 Communauté de micromammifères

Auteur : Thomas Ruys

En 2016, deux espèces de « micromammifères » avaient été choisies comme indicateurs du changement climatique : Le Pachyure étrusque (*Suncus etruscus*) et la Souris à queue courte (*Mus spretus*). Ces deux espèces fréquentent plutôt des habitats d'affinité méditerranéenne : terrains chauds, herbeux, rocailleux, haies, lisières de pinèdes, murs de pierres sèches, lits asséchés des rivières pour la première ; végétations buissonnantes et herbacées des terrains cultivés, jardins, vergers, garrigues et forêts claires pour la seconde. Un changement climatique, allant vers un scénario de réchauffement, comme le souligne la synthèse de Le Treut *et al.* 2013 : « *l'Aquitaine est une des régions de France où le réchauffement risque d'être le plus fort.* », devrait donc contribuer à favoriser l'expansion ces deux espèces. Or, leur détection par l'analyse de pelotes de réjection ou par la capture s'est révélée très difficile et aléatoire. Le conseil scientifique indique, pour le bilan 2016, que la méthode de capture CMR n'apparaît pas pertinente pour le suivi au vu du faible nombre d'individus. De plus, l'indice d'abondance serait fortement lié à l'effort de capture. Le conseil scientifique valide donc un protocole basé sur la récolte de pelotes de réjection de l'Effraie des clochers mais en prenant en compte cette fois-ci les communautés de « micromammifères » sur l'ensemble de la Nouvelle-Aquitaine. Les petits mammifères répondent plus vite aux changements globaux (y compris aux changements climatiques) car ils s'adaptent mieux en comparaison aux grands mammifères (MCCAIN & KING, 2014 ; HETEM *et al.*, 2014).

L'idée est donc d'observer et de comparer l'évolution des aires de répartition des espèces et/ou des communautés d'espèces, en fonction de leurs optimums écologiques. En effet, si les conditions environnementales évoluent vers des périodes plus sèches (« réchauffement global »), les espèces ayant des optimums écologiques dans ce sens devraient mieux s'adapter et donc accroître, par exemple, leur aire de répartition. En Nouvelle-Aquitaine, ce phénomène pourrait se traduire par un gradient sud-nord avec une remontée des espèces de milieux « chauds » vers le nord.

L'objectif est donc de raisonner sur des transects nord-sud en région Nouvelle-Aquitaine en échantillonnant régulièrement à des latitudes différentes des sites à Effraie des clochers (*Tyto alba*) afin d'y récolter et d'analyser des pelotes de réjection. En effet, l'Effraie des clochers est un rapace nocturne, largement réparti en France (en-dessous de 800 m d'altitude), qui est un prédateur généraliste de micromammifères. Parmi les rapaces, cette chouette est la plus opportuniste, tant dans ses habitats de chasse que dans ses proies en fonction toutefois de leur fréquence relative et de leur abondance annuelle. La méthode d'analyse des pelotes de réjection reste la moins intrusive et offre une bonne représentativité de la diversité de ces petits mammifères au sein d'un territoire de chasse de l'Effraie des clochers (LIBOIS *et al.*, 1983 ; COLARDELLE, 2010).

4.3.1 Matériel et méthodes

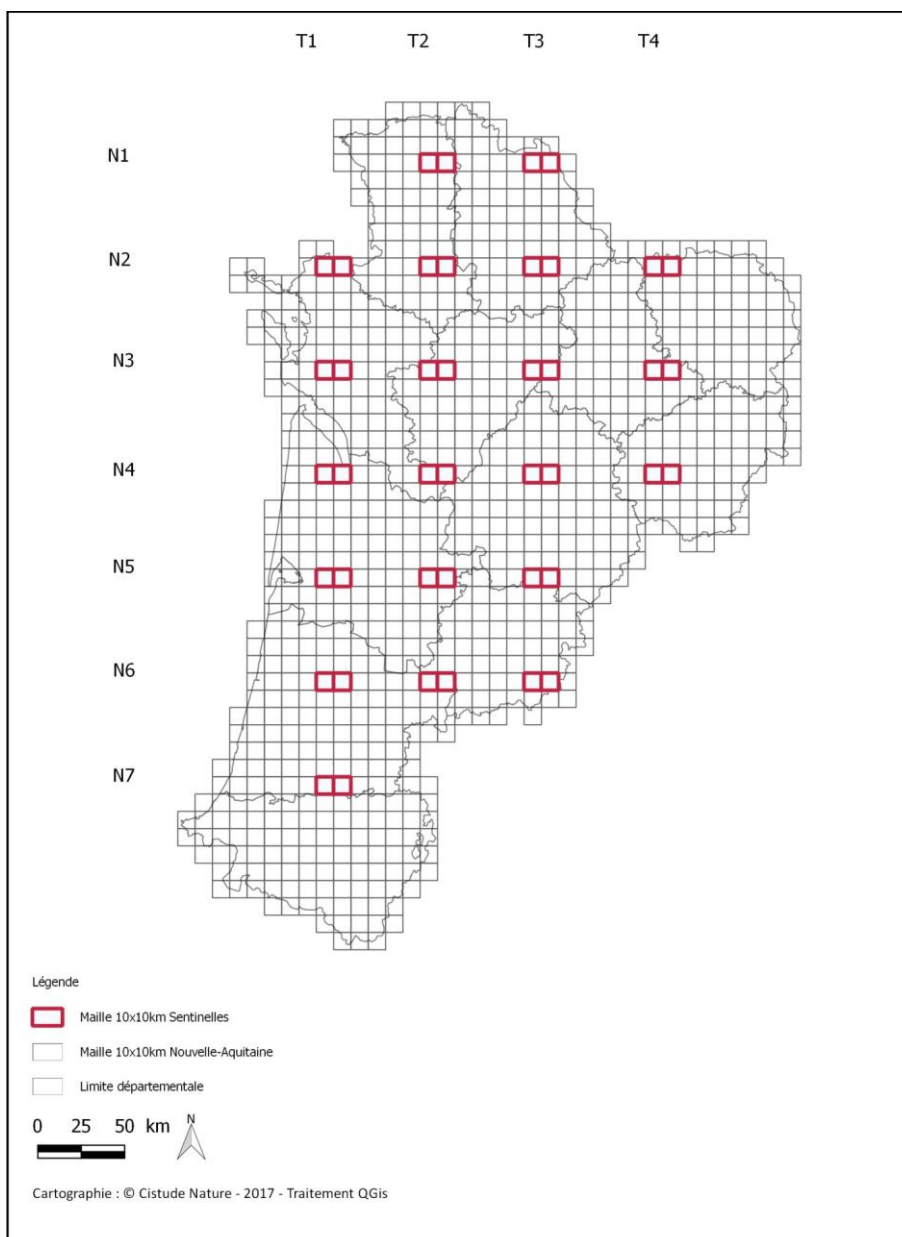
- Sélection des sites

Pour essayer de mettre en évidence ce gradient et les possibles glissements d'aires de répartition d'espèces, un échantillonnage par niveau a été mis en place en Nouvelle-Aquitaine, principalement basé sur les gradients latitude (nord-sud) et longitude (est-ouest).



Des transects virtuels ont été définis en fonction de la surface de l'aire globale d'étude, à savoir la région Nouvelle-Aquitaine : quatre transects (T) (trois de 300 km et un de 150km de long) dans le sens nord-sud. Chaque transect à une largeur de 20 km (2 mailles de 10 kmx10 km). Pour chaque transect, 7 niveaux (N) de latitudes sont définis environ tous les 50 km, 3 niveaux pour celui de 150 km, ce qui fait un total de 21 points d'analyse (T1N1 à T4N3) (Fig. 86). Un niveau pour un transect correspond à deux mailles, donc à une zone de 20x10 km.

L'objectif est de ramasser 100 à 120 pelotes/niveau (soit 50 à 60 pelotes/maille de 10x10 km) afin d'avoir une bonne représentativité en proies. Un pré-travail cartographique est réalisé afin de repérer les secteurs de prospection les plus favorables à la présence de l'Effraie des clochers (ruines, églises, bâtiments isolés, etc.). Ce pré-travail cartographique est complété par la consultation des données existantes dans différentes bases de données (Cistude Nature et Faune-Aquitaine).



Localisation des mailles 10x10 km pour la recherche des pelotes de réjection en Transect (T) et Niveau (N)

Fig. 86. Répartition des mailles pour la prospection des pelotes de réjection en Nouvelle-Aquitaine.



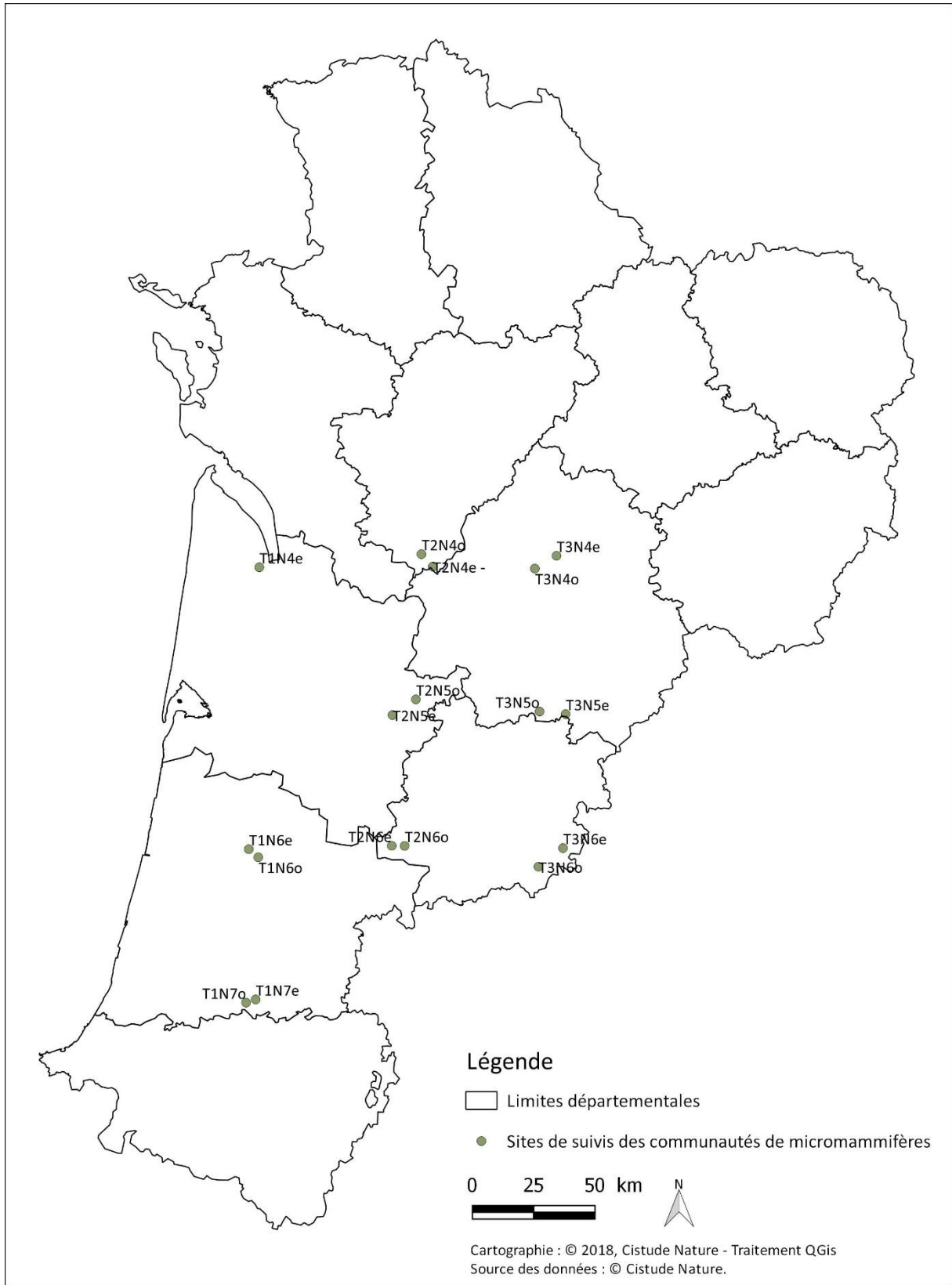
- Description des sites choisis

La technique consiste à se rendre sur les secteurs préalablement définis sur cartes. Si les secteurs ne sont pas favorables (grillage sur les églises ne permettant pas la présence de chouette, pas de bâtiments abandonnés, etc.) les prospections se poursuivent par des parcours dans la maille de 10x10 km afin de repérer des éléments remarquables (ruines, églises, bâtiments isolés, etc.) dans lesquels l'Effraie des clochers pourrait séjourner.

Au cours d'une prospection dans une maille, si un site positif est découvert avec suffisamment de pelotes, ce site sera retenu pour être à nouveau prospecté les années suivantes (Tab. XL, Fig. 87).

Tab. XL. Liste et type de sites de récolte de pelotes de réjection en 2017

ID_Trans	ID_maille	X_WGS84	Y_WGS84	Dpt	Commune	Type habitat
T1N4e	E039N646	██████	██████	33	Pauillac	pigeonnier
T1N4o	E039N646	█	█	33	Cissac-Medoc	Pas trouvé de site (2 passages)
T1N5e	E039N640	█	█	33	Marcheprime	Pas trouvé de site (3 passages)
T1N5o	E040N640	█	█	33	Saucats	Pas trouvé de site (3 passages)
T1N6e	E039N634	██████	██████	40	Luglon	airial écomusée de Marquèze
T1N6o	E040N634	██████	██████	40	Sabres	ancienne grange en bois
T1N7e	E040N628	██████	██████	40	Amou	vieille petite grange visible de la route
T1N7o	E039N628	██████	██████	40	Amou	ancienne grange en pierre
T2N4e	E045N646	██████	██████	17	Martron	ruine
T2N4o	E046N646	██████	██████	16	Yviers	Ancien moulin a vent
T2N5e	E045N640	██████	██████	33	Sauveterre de Guyenne	église
T2N5o	E046N640	██████	██████	33	Pellegrue	ruine
T2N6e	E045N634	██████	██████	47	Allons	grange pierre maison en rénovation
T2N6o	E046N634	██████	██████	47	Houeilles	maison abandonnée en bord de chemin
T3N4e	E052N646	██████	██████	24	Agonac	clocher
T3N4o	E051N646	██████	██████	24	La Chapelle-Gonaguet	Prieure de Merlande
T3N5e	E052N640	██████	██████	24	Rampieux	maison abandonnée en bord de route
T3N5o	E051N640	██████	██████	24	Saint-Leon-d'Issigeac	ancien pigeonnier
T3N6e	E052N634	██████	██████	47	Tayrac	ruine près de la route
T3N6o	E051N634	██████	██████	47	Sauveterre-saint-Denis	grange pierre



Sites de suivis des communautés de micromammifères :
Situation géographique des sites d'études en Nouvelle-Aquitaine

Fig. 87. Situation géographique des sites de suivis micromammifères.

- Définition et positionnement des points d'échantillonnage

Un site correspond à un point d'échantillonnage de récoltes de pelotes de réjection d'Effraie des clochers dans des ruines, églises, bâtiments isolés, etc (Fig. 88, Annexe 13). L'objectif est donc de récolter les pelotes de réjection toujours sur le même site d'année en année afin de minimiser les biais d'échantillonnage et de maximiser la standardisation du protocole.



Fig. 88. Exemple de situation de point d'échantillonnage de récoltes de pelotes de réjection d'Effraie des clochers.

- **Méthode de relevés et détermination des espèces**

Les pelotes récoltées doivent être les plus fraîches possibles afin d'éviter des mélanges d'âges et ainsi biaiser les résultats en s'appuyant sur des crânes anciens, non représentatifs de l'état actuel de la situation. Une des solutions consiste à balayer les sites après chaque récolte.

Chaque site est géoréférencé et les pelotes récoltées sont placées dans un sac hermétique avec une fiche commémorative (lieu de récolte, coordonnées GPS, date, etc.). Si le total des deux sites/niveau excède 120 pelotes, un sous-échantillonnage est réalisé. Si le total des deux sites/niveau est inférieur à 100 pelotes, un troisième site complémentaire est nécessaire sur le même niveau. Les pelotes sont analysées en laboratoire après 24 h au congélateur.

En 2017, seul le secteur géographique correspondant à l'ex-Aquitaine a été prospecté, soit 20 mailles de 10x10 km. Au total, 17 mailles ont révélé au moins un site de récolte de pelotes de réjection. Sur ces 17 sites, 46 % (N=8) étaient des maisons abandonnées, 18 % (N=3) des granges en pierres ou en bois, 18 % (N=3) des églises ou prieurés, 12 % (N=2) des anciens pigeonniers et 6 % (N=1) un ancien moulin (Fig. 89 et Tab. XL).

Les espèces sont déterminées à l'aide d'une clé de détermination (FCPN & GMHL, 2011) et grâce à l'utilisation d'une loupe binoculaire x10 pour valider les détails anatomiques des crânes.

- **Conditions météorologiques requises**

Aucune condition météorologique particulière n'est requise. Les prospections peuvent se faire par tout temps. Il faut toutefois être vigilant afin de minimiser les dérangements des individus sur les sites de récolte de pelotes. Un passage annuel rapide en étant le plus discret possible est à privilégier.

- **Nombre de campagne de relevés**

Dans le meilleur des cas, seul un passage par an est nécessaire par secteur (maille) pour récolter les pelotes. Parfois, il est nécessaire de parcourir une seconde fois une maille pour l'explorer plus finement en cas d'échec lors du premier passage (pas de site favorable contacté). Au-delà de deux passages sans pelotes, la maille est abandonnée et la recherche se poursuit sur une maille adjacente.

- **Fiche de relevés**

Chaque site possède une fiche descriptive rappelant diverses informations de localisation (commune, lieu-dit, coordonnées géographiques, etc.), des informations sur la récolte de pelotes (nombre de pelotes, type d'habitat, remarques, etc.), ainsi qu'une carte et une photographie du lieu de récolte (Fig. 89). Une fiche de renseignement est aussi complétée lors de l'analyse des pelotes de réjection (Annexe 14).

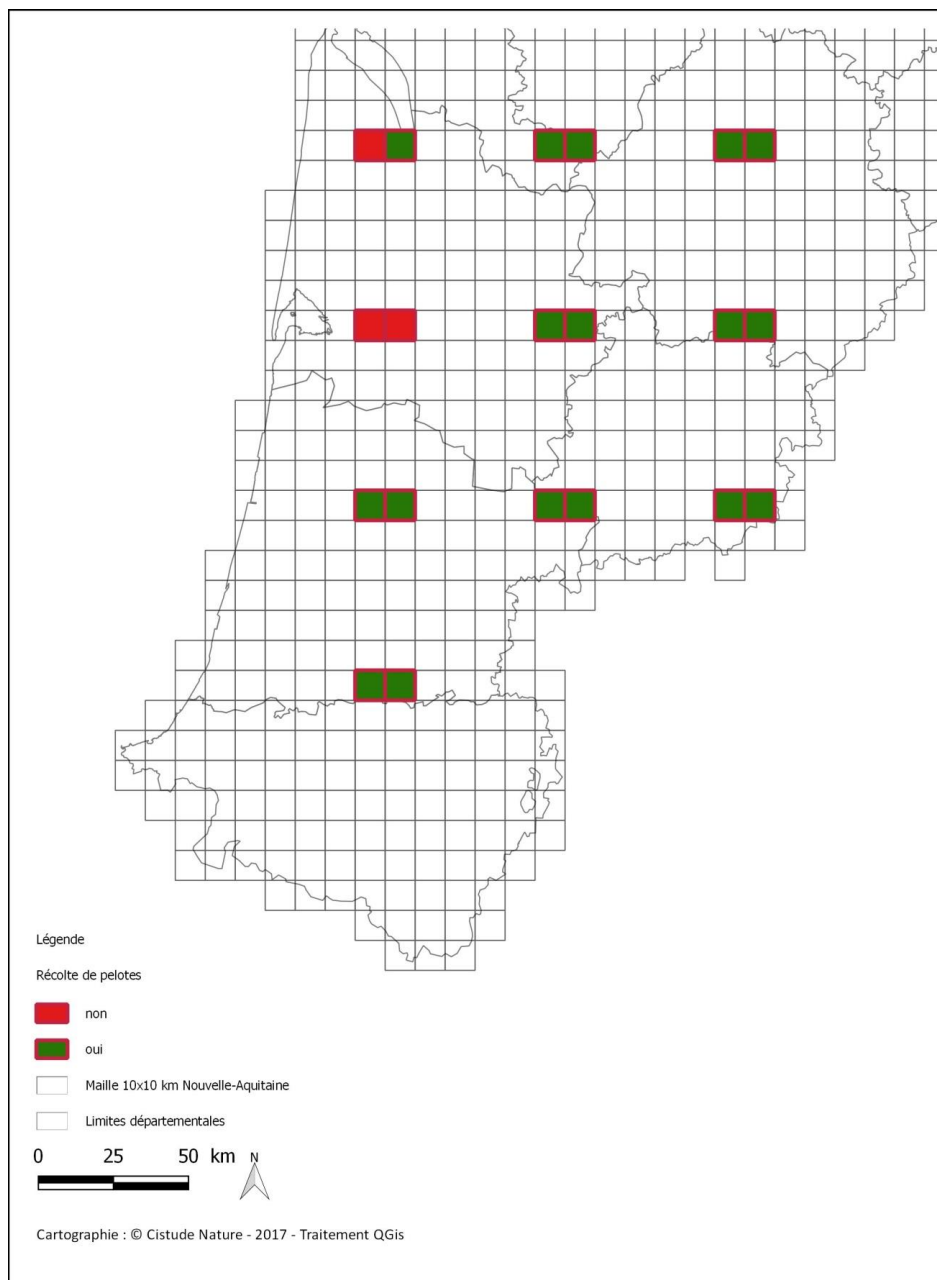


Fig. 89. Exemple d'une maison abandonnée, gîte de l'Effraie des clochers

4.3.2 Résultats exploratoires

En 2017, les suites de la réorganisation des régions françaises ont permis de prospecter uniquement le territoire de l'Aquitaine (et non de la Nouvelle-Aquitaine). Les prospections se sont déroulées de juin à septembre 2017 sur environ 12 jours au total mais avec 6 jours de préparation cartographique. Les analyses de pelotes se sont elles aussi échelonnées entre juillet et octobre 2017 sur environ 5 jours.

Au total 17 mailles sur 20 prospectées ont permis la récolte de pelotes de réjection, 17 sites ont pu donc être identifiés avec présence d'Effraie des clochers. Trois mailles n'ont donc pas permis la récolte de pelotes malgré des prospections approfondies. Il s'agit de trois mailles en Gironde dans les secteurs de Cissac-Médoc (E040N646), Biganos (E039N640) et Saucats (E040N640) (Fig. 90).



Résultats des mailles prospectées en 2017

Fig. 90. Résultats de la récolte de pelotes en Aquitaine en 2017

Le nombre de pelotes récoltées s'élèvent à 793 pour 1 679 proies identifiées soit une moyenne de 2,1 proies par pelote.

Au total, 14 espèces ont été identifiées avec une présence en nombre d'individus très variable allant de 496 pour le Mulot sylvestre (*Apodemus sylvaticus*) à 2 pour la Musaraigne pygmée (*Sorex minutus*) (Tab. XLI).



Tab. XLI. Résultats de l'analyse des pelotes de réjection 2017

Espèce	Nombre d'individus	Pourcentage
Mulot sylvestre	476	28,4
Campagnol des champs	384	22,9
Crocidure musette	310	18,5
Campagnol agreste	208	12,4
Campagnol roussâtre	137	8,2
Musaraigne couronnée	112	6,7
Campagnol des Pyrénées (Gerbe)	16	1
Souris domestique	9	0,5
Crocidure des jardins	4	0,2
Campagnol terrestre	3	0,2
Rat noir	3	0,2
Pachyure étrusque	3	0,2
Crossope aquatique	2	0,1
Musaraigne pygmée	2	0,1

En analysant le Tab. XLI, six espèces occupent 97 % des résultats en pourcentage, et deux espèces plus de 50 % (Mulot sylvestre et Campagnol des champs *Microtus arvalis*).

La Crocidure musette et la Musaraigne couronnée pourraient être des indicateurs à approfondir. Ces deux espèces, présentes en nombre dans les pelotes, sont plus sensibles à leur environnement que des rongeurs par exemple (Ruys & Couzi, 2015). Si ces deux espèces sont isolées, il est obtenu le tableau suivant un gradient nord-sud (niveaux 4 à 7) (Tab. XLII).

Tab. XLII. Résultats plus précis sur *C. russula* et *S. coronatus*

ID carre	Nb proies	<i>C. russula</i>	% relatif	Moy % relatif	<i>S. coronatus</i>	% relatif	Moy % relatif
T1N4	132	24	18,2	20,2	11	8,3	9,4
T2N4	197	55	27,9		24	12,2	
T3N4	315	46	14,6		24	7,6	
T1N5	0	0	0	19,0	0	0	3,6
T2N5	119	19	16,0		5	4,2	
T3N5	259	57	22,0		8	3,1	
T1N6	82	14	17,1	16,7	5	6,1	6,1
T2N6	181	30	16,6		18	9,9	
T3N6	203	32	15,8		12	5,9	
T1N7	191	33	17,3		5	2,6	

Aucune tendance ne semble s'afficher quant à la répartition de ces deux espèces. L'interprétation est difficile compte-tenu du faible nombre de données et du fait qu'il s'agit de la première année d'exploitation.

En fonction des sites par niveau (maille de 20 x 10 km), le nombre de pelotes récoltées oscille entre 56 (en excluant le niveau négatif (c.à.d. sans pelote trouvée dans les deux mailles juxtaposées) et 126, pour un nombre de proies compris entre 82 et 315 (Tab. XLIII).

Tab. XLIII. Répartition des résultats par niveau

ID niveau	Département	Nb de pelotes	Nb de proies
T1N4	33	60	132
T1N5	33	0	0
T1N6	40	56	82
T1N7	40	103	191
T2N4	16	76	197
T2N5	33	79	119
T2N6	47	70	181
T3N4	24	126	315
T3N5	24	113	259
T3N6	47	110	203

4.3.3 Discussion

L'objectif de 2017 était de réaliser une première année de récolte de pelotes sur l'Aquitaine (soit 20 mailles de 10x10 km) en attendant de développer des partenariats avec d'autres structures en Limousin et Poitou-Charentes.

Trois mailles n'ont pas permis de trouver de sites pour la récolte de pelotes de réjection. Ces trois secteurs disposent de peu de bâtiments adéquats (grange, bâtiment abandonné, etc.) limitant les gîtes potentiels pour l'Effraie des clochers. A cela s'ajoute la difficulté d'accéder à certains bâtiments par refus des propriétaires ou lorsque le propriétaire n'habite pas sur place.

Un sous-objectif était d'atteindre au moins 100 pelotes récoltées pour deux mailles juxtaposées pour des questions de représentativité en nombre de proies. Or, il apparaît que seules quatre mailles remplissent ces conditions. Au-delà de la difficulté de trouver un site à Effraie des clochers (temps de recherche conséquent), s'ajoute le fait de trouver suffisamment de pelotes sur les sites identifiés et que ceux-ci soient toujours fréquentés par un individu pour assurer le dépôt de nouvelles pelotes. C'est ici certainement la critique majeure à apporter sur le protocole : la dépendance à l'Effraie des clochers. Cette dépendance implique plusieurs conséquences qui influent sur le succès de recherche et de récolte :

- Gîte adéquat pour l'Effraie des clochers (présence d'un toit, peu de dérangement, ouvertures).
- Présence effective d'un individu.
- Pérennité de cet individu ou d'autres individus pouvant utiliser le gîte (renouvellement des populations).
- Evolution d'origine anthropique de l'habitat autour du gîte modifiant la composition en « micromammifères ».
- Pérennité du gîte pour les récoltes futures (dégradation naturelle avec le temps, destruction, rénovation d'habitats, pose de grillage anti-pigeons, etc.).

Cependant, afin de réaliser une étude globale sur les communautés de micromammifères sur un territoire aussi vaste que la Nouvelle-Aquitaine, la méthode d'échantillonnage adéquat reste l'analyse de pelotes de réjection d'Effraie des clochers, prédateur opportuniste et généraliste de micromammifères.

Parmi l'ensemble des espèces identifiées, trois pourraient être considérées comme indicateurs biologiques du changement climatique : le Pachyure étrusque (milieux chauds et secs), le Crossope aquatique *Neomys fodiens* (milieux humides) et la Musaraigne pygmée *Sorex minutus* (milieux frais et humides). Cependant, leur faible représentativité dans les pelotes limite pour le moment toute analyse. Dans une moindre mesure, la préférence de la Musaraigne couronnée (*S. coronatus*) va plutôt pour des territoires les plus frais et les plus humides, au même titre que la Musaraigne pygmée, même si des cartes prédictives de modélisation tempèrent ce fait en Aquitaine (RUYS & COUZI, 2015). La Crocidure musette (*C. russula*) semble prendre peu à peu le territoire de la Musaraigne pygmée et son expansion, constatée en Europe, pourrait être expliquée par le réchauffement climatique (RUYS & COUZI, 2015). Pour ces deux dernières espèces, les résultats de 2017 n'indiquent aucune tendance sur un gradient nord-sud par exemple qui pourrait être liée aux paramètres environnementaux.

Pour les Rongeurs, mis à part la Souris à queue courte, il est difficile de s'appuyer sur des espèces remarquables car aucune de celles-ci ne semble liée à un type d'habitat ou de conditions environnementales qui pourraient servir d'espèces bio-indicatrices. Le Campagnol des champs (*Microtus arvalis*) et le Campagnol agreste (*M. agrestis*) sont deux espèces largement réparties dans tous les milieux en Aquitaine (RUYS & COUZI, 2015). Le Campagnol agreste (*M. agrestis*) peut se retrouver dans les milieux humides mais il n'y est pas dépendant.

Cette première réflexion sur l'utilisation des espèces et communauté d'espèces chez les « micromammifères » comme indicateur biologique du changement climatique doit être approfondie pour mieux révéler les espèces clés en explorant plus en profondeur la bibliographie existante. Il faudra cependant que les « quantités » d'individus trouvés dans les pelotes de réjection soient suffisantes pour être statistiquement robustes. Ce fait rejoint la première difficulté de la dépendance à l'Effraie des clochers et donc de l'état de ses populations et de ses habitats. Le fait de passer par cette espèce pour l'échantillonnage de la Nouvelle-Aquitaine reste toutefois indispensable. Il est ici nécessaire de réfléchir sur l'investissement à apporter : plus de mailles à prospecter, plus de sites/pelotes par maille en espérant avoir plus de proies représentatives, plus de personnes à engager dans la démarche.

5. Indicateurs biologiques des écosystèmes humides

5.1 Communautés végétales des tourbières et bas-marais acidiphiles

Auteur : Kévin Romeyer, Contributeur : Grégory Caze

Les communautés végétales de tourbières et bas-marais acidiphiles trouvent leur optimum dans les régions froides (boréo-montagnardes) où la décomposition de matière organique en condition anaérobie est fortement réduite (Fig. 91). De ce fait elles sont intéressantes à suivre en lien avec le changement climatique car particulièrement sensibles à des épisodes de sécheresses et de canicules plus intenses (GRUBER, 1991 ; BARBER *et al.*, 1994 ; THEURILLAT *et al.*, 1998 ; THEURILLAT & GUISAN, 2001 ; ISE *et al.*, 2008 ; PIEDALLU *et al.*, 2009 ; VITASSE, 2009 ; LENOIR & GEGOUT, 2010 ; ENGLER *et al.*, 2011). Les tourbières forment ainsi des reliques glaciaires en Nouvelle-Aquitaine. Les végétations qui les composent sont adaptées à un engorgement régulier par des eaux pauvres en nutriments et acides. Ces contraintes permettent le développement d'une flore particulière avec de nombreuses espèces patrimoniales au niveau régional (*Menyanthes trifoliata*, *Narthecium ossifragum*, *Parnassia palustris*, *Sphagnum magellanicum*) et national (*Rhynchospora fusca*, *Drosera rotundifolia*, *Lycopodiella inundata*). Dans le contexte du changement climatique avec des modifications de régime hydrique (en baisse ou saisonnalité plus marquée de la pluviosité, augmentation de l'évapotranspiration, abaissement des nappes), les végétations de tourbières pourraient disparaître ou se raréfier au profit de végétations de landes et fourrés et/ou de communautés moins oligotrophiles (BARBER *et al.*, 1994 ; ISE *et al.*, 2008).

Pour identifier et mesurer les effets du changement climatique sur les communautés végétales de tourbières et bas-marais acidiphiles, l'objectif est de suivre dans le temps et dans l'espace : 1- leur structure (types biologiques dominants, hauteur, recouvrement) et 2- leur composition floristique (diversité spécifique, cortèges indicateurs, fréquence relative des espèces, spectre chorologique).

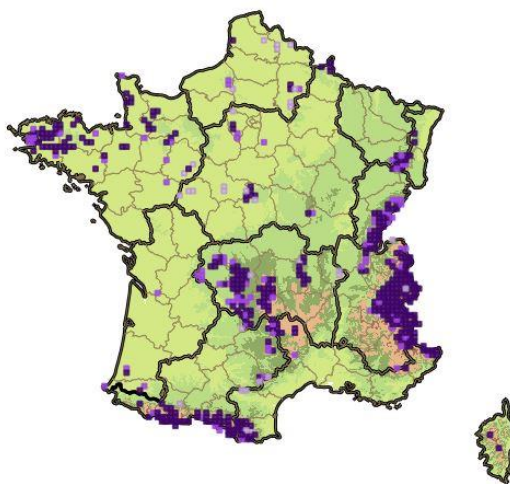


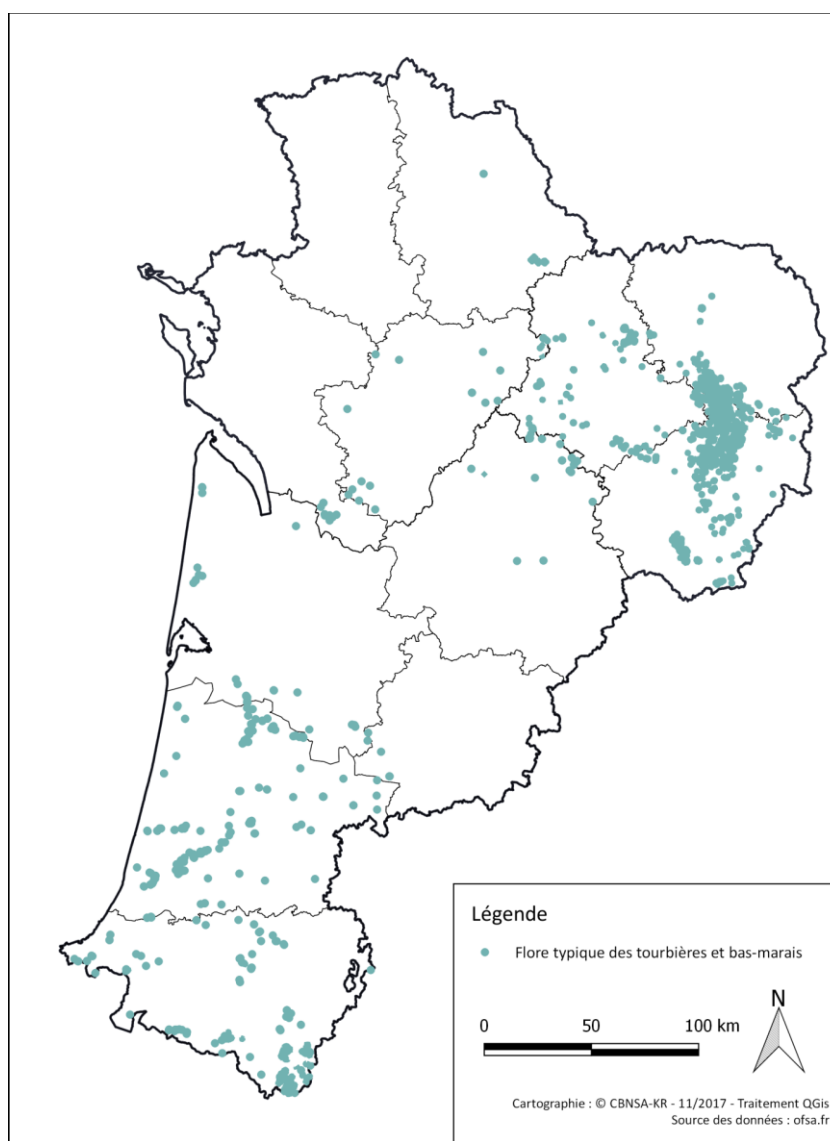
Fig. 91. Carte de répartition de *Trichophorum cespitosum*, espèce caractéristique des tourbières, en France (FCBN, 2016).

5.1.1 Matériel et méthodes

- Sélection des sites

En plaine de la région Nouvelle-Aquitaine, les habitats de tourbières et bas-marais acidiphiles sont peu fréquents et très fragmentés, ils se cantonnent aux dépressions sur sables acides du plateau landais et dans quelques secteurs de Dordogne et des Charentes (Fig. 92). De plus, ils occupent rarement des surfaces importantes (supérieures à 0,5 ha) et bien exprimés floristiquement et fonctionnellement.

En se rapprochant des zones sous influences boréo-montagnardes de la région, en Limousin et Pyrénées-Atlantiques, ces habitats deviennent plus fréquents et mieux exprimés (Fig. 92). Ils demeurent toutefois en limite d'aire méridionale de répartition et forment également des habitats sensibles aux évolutions climatiques annoncées (NAKICENOVIC *et al.*, 2000).



Zones d'expression des communautés végétales des tourbières et bas-marais acidiphiles (d'après 4 espèces caractéristiques)

Fig. 92. Situation géographique des zones d'expression des communautés végétales de tourbières et bas-marais acidiphiles en Nouvelle-Aquitaine.

L'identification des sites de suivi favorables s'appuie d'abord sur la présence de la flore caractéristique des hauts et bas-marais relevant de l'*Oxycocco palustris* – *Ericion tetralicis* Nordh. ex Tüxen 1937, du *Rhynchosporion albae* W. Koch 1926, du *Caricion fuscae* W. Koch 1926 ou de l'*Hydrocotylo vulgaris* – *Schoenion nigricantis* B. Foucault 2008 renseignées dans l'Observatoire de la Biodiversité Végétale de Nouvelle-Aquitaine (OBV atlas en ligne : ofsa.fr) d'une part et les connaissances et prospections de partenaires/gestionnaires et l'étude de la bibliographie (VANDEN BERGHEN, 1969 ; CHABROL & REIMRINGER, 2011 ; LE FOULER & CAZE, 2012 ; OLICARD *et al.*, 2013 ; LAFON & LE FOULER, 2014) d'autre part.

Ensuite, l'utilisation d'indices d'état ont permis de sélectionner les habitats les plus favorables, c'est-à-dire dans un bon état de conservation. Ces indices sont les suivants :

- surface d'habitat, basée sur l'aire d'expression optimale des communautés (0,5 à 1 ha pour les tourbières) en excluant les linéaires de faible largeur (inférieure à 70 m) ;
- occupation par les espèces typiques (*Eriophorum* sp., *Sphagnum* sp., *Narthecium ossifragum*, *Erica tetralix*, *Rhynchospora* sp., *Drosera* sp.) ;
- recouvrement par les sphaignes, notamment les espèces hygrophiles et ombro-hygrophiles (ex : *Sphagnum magellanicum*) ;
- fermeture limitée du milieu, basée sur la fréquence relative et le recouvrement d'espèces de landes et de stades dynamiques ultérieurs (ex : *Erica scoparia*, *Frangula alnus*, *Salix atrocinerea*, *Betula pubescens*) ;
- gestion homogène dans le temps et dans l'espace ;
- limitation des perturbations : drains, eutrophisation, surpâturage, etc.

L'existence préalable d'un réseau de sites de suivi des communautés végétales de tourbières dans l'ex-région Aquitaine (Annexe 15) pour l'évaluation des HIC, reposant sur des méthodes et indicateurs compatibles (structure, composition floristique et taux de recouvrement de chaque communauté végétale) avec ceux exposés ici (LE FOULER & CAZE, 2012 ; LAFON & LE FOULER, 2014), permet de mutualiser une partie des dispositifs mis en place et de bénéficier de données historiques sur ces communautés depuis 2014. Ainsi, 14 dispositifs de suivi ont été matérialisés en 2014 sur 7 sites différents, répartis essentiellement sur le plateau landais (Gironde et Landes).

D'autre part, dans le cadre de l'OPCC2 (Observatoire Pyrénéen du Changement Climatique) et du POCTEFA 2014–2020 (Programme opérationnel de coopération territoriale Espagne, France, Andorre), les tourbières de la chaîne pyrénéenne font l'objet d'un suivi par rapport aux impacts du changement climatique. Un renforcement des suivis de tourbières en montagne à travers le programme les sentinelles du climat apportera une synergie des données collectées entre programmes. En plus, cela apparaît complémentaire avec le réseau de suivis développé en plaine sur ces mêmes habitats, apportant un gradient altitudinal et donc climatique très intéressant pour la mesure des phénomènes de résilience floristique et fonctionnelle. Ces végétations originales sont assez bien représentées dans le département des Pyrénées-Atlantiques. La mise en place de suivis de ces végétations à fort intérêt patrimonial se heurte toutefois à un inconvénient majeur dans ce département : la difficulté de trouver des sites en bon état de conservation et non ou peu pâturés (L. Olicard – CBNPMP, com. pers.). Cela représente une condition essentielle afin de mesurer la réponse de la végétation aux impacts spécifiques du changement climatique et non ceux du pâturage.

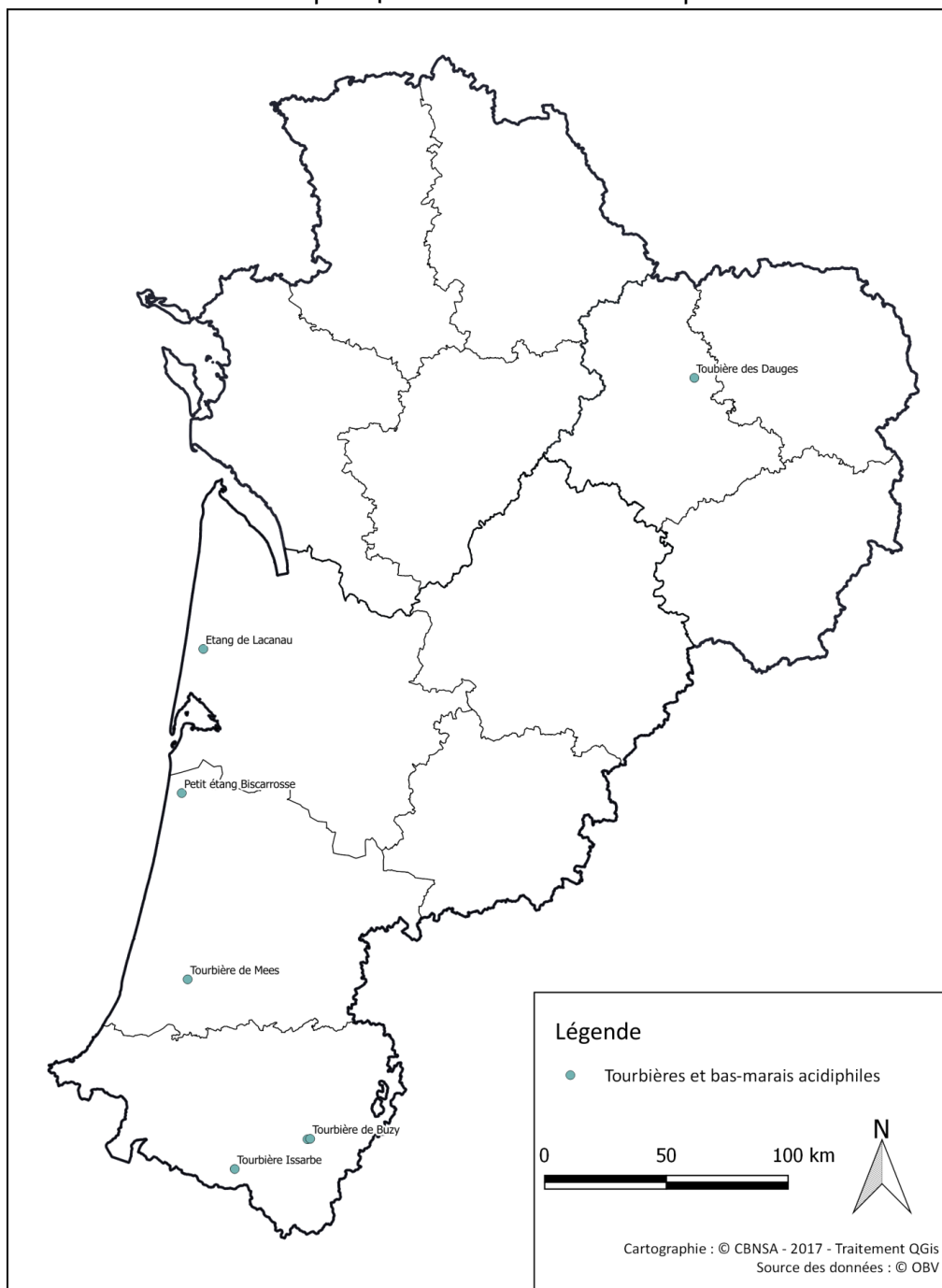
Etant donné le faible nombre de sites potentiels pour la mise en place de suivis à long terme, notamment en plaine, la sélection s'est d'abord orientée sur les sites les plus favorables avec une répartition représentative à l'échelle de la région et en tenant compte du gradient altitudinal ou

d'influences boréo-montagnardes La comparaison des conditions climatiques et de la réponse des communautés végétales entre sites sous différentes influences sera intéressante pour évaluer la résilience de ces habitats dans le contexte du changement climatique.

- Description des sites choisis

En 2017, 5 sites ont fait l'objet d'une mise en place et d'une lecture dans les ex-régions Aquitaine et Limousin (Fig. 93).

Les cartes de localisation des dispositifs de suivi sur les sites sont présentées en Annexe 16.



Sites de suivi des communautés végétales tourbières et bas-marais acidiphiles en 2017

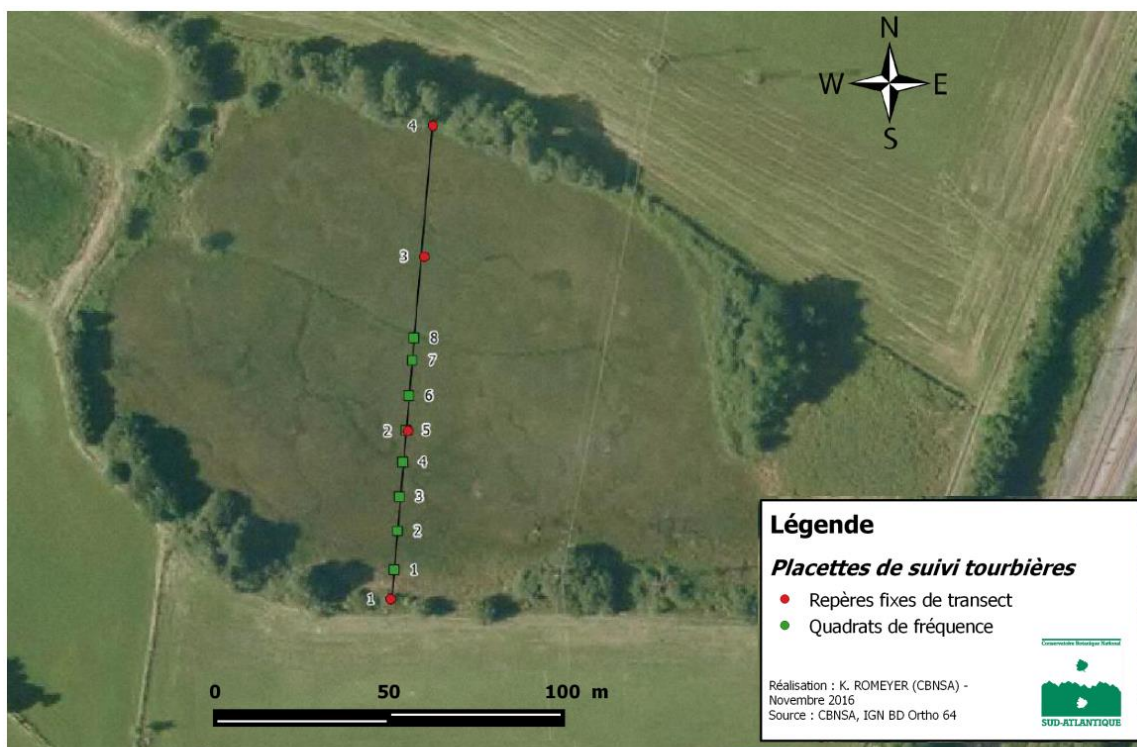
Fig. 93. Situation géographique des sites de suivi de communautés végétales de tourbières et bas-marais acidiphiles.

• Définition et positionnement des points d'échantillonnage

Le suivi de tourbières en lien avec les évolutions climatiques reprend les mêmes principes d'échantillonnage que pour l'évaluation de l'état de conservation dans le cadre du suivi des HIC pour Natura 2000 (LE FOULER & CAZE, 2012 ; LAFON & LE FOULER, 2014).

Pour ces milieux, associant généralement des végétations liées à différents niveaux topographiques, la méthode de suivi s'appuie sur un système de transect, avec plusieurs quadrats de fréquence de 1 m de côté disposés le long de celui-ci.

La longueur et le positionnement des transects dépendent des conditions écologiques et de la surface occupée par les végétations à suivre sur chacun des sites. Un transect pourra ainsi être sécant par rapport au suintement ou au cours d'eau. Les deux extrémités du transect sont géolocalisées par GPS (Fig. 94), et matérialisées par l'installation de piquets en bois (ex : robinier). Le temps de la lecture, le transect est matérialisé par un décimètre reliant les piquets permanents et les éventuels piquets temporaires.



Localisation des quadrats de tourbières sur le site [redacted] (fond IGN BD Ortho).

Fig. 94. Exemple de positionnement de transect et des quadrats de fréquence sur un site de tourbière.

Le positionnement des quadrats de fréquence doit se faire le long du transect à intervalles réguliers dans le cas de végétations assez bien cloisonnées, ou définis par l'observateur dans le cas de végétations imbriquées liées à une topographie irrégulière afin de garantir une homogénéité floristico-écologique à l'échelle du quadrat. Les mêmes intervalles doivent être respectés entre chaque lecture.

La durée de mise en place et de relocalisation des quadrats et transects sur un site est estimée autour de 30 minutes. La durée de lecture du transect n'est pas limitée, elle dépend du nombre de quadrats et peut être estimée entre 15 et 20 minutes par quadrat.



Les caractéristiques de l'ensemble des dispositifs mis en place sur les sites de tourbières et bas-marais sont présentées ci-après (Tab. XLIV). Ce tableau synthétise, par site, le code du suivi utilisé, les types et nombre de dispositifs, leur longueur respective et leurs coordonnées GPS au format WGS 84. Pour les transects, les coordonnées présentées correspondent aux repères fixes mis en place, la longueur du transect relu peut donc être plus grande ou plus petite que la distance entre les repères fixes ; pour les quadrats de fréquence, elles correspondent au centroïde du quadrat.

Tab. XLIV. Caractéristiques des dispositifs de suivi de tourbières et bas-marais par site.

Dép.	Dénomination sites	Code suivi flore	Type dispositif	Nombre de quadrats	Longueur (en m)	Longitude	Latitude
33	Etang Lacanau	20170719-KR01Q	Quadrat de fréquence n°1	1	-	██████	██████
33	Etang Lacanau	20170719-KR01Q	Quadrat de fréquence n°2	1	-	██████	██████
64	Tourbière d'Issarbe	20170808-LO01T	Transect (départ)	12	48	██████	██████
64	Tourbière d'Issarbe	20170808-LO01T	Transect (arrivée)			██████	██████
64	Tourbière de Buzy	20170809-KR01T	Transect (départ)	7	52	██████	██████
64	Tourbière de Buzy	20170809-KR01T	Transect (arrivée)			██████	██████
40	Tourbières de Mées	20170822-KR01T	Transect (départ)	12	18	██████	██████
40	Tourbières de Mées	20170822-KR01T	Transect (arrivée)			██████	██████
87	Tourbières des Dauges	20171005-MM01T	Transect (départ)	9	34	██████	██████
87	Tourbières des Dauges	20171005-MM01T	Transect (arrivée)			██████	██████
40	Petit étang Biscarrosse	20140902-PLQ01	Transect (départ)	4	11	██████	██████
40	Petit étang Biscarrosse	20140902-PLQ02	Transect (arrivée)			██████	██████

Le site du Petit étang de Biscarrosse a fait l'objet d'une mise en place de suivi en 2014 avec une première lecture mais n'a pas été relu en 2017 faute de temps.

• Méthodes de relevés et détermination des espèces et des communautés végétales

Le protocole de suivi des tourbières et bas-marais dépend de l'échelle spatiale considérée et du type de dispositif en place.

A l'échelle du transect, l'objectif est de mesurer l'évolution des végétations en réponse à des changements du niveau hydrique. Le long de ce transect, les différentes végétations sont notées avec éventuellement des relevés phytosociologiques au sein de chacune. Afin de proportionner les différentes communautés et rendre compte de leur organisation spatiale sur le site, un coefficient de recouvrement ainsi qu'un indice d'agrégation (isolé, plus ou moins fragmenté, étendu) peuvent être associés à chacune d'elle. En plus, pour conserver une vision physiologique du site, et aider dans l'interprétation des données et dans la relocalisation des dispositifs, des photos avec prises de vue du départ, de l'arrivée et si possible de l'ensemble du transect sont réalisées, ainsi que pour chaque communauté observée.

La démarche de réalisation de relevés phytosociologiques est explicitée plus haut.

A l'échelle du quadrat de fréquence (1 m de côté), le but est de suivre l'évolution de la structure et de la composition floristique de la communauté à un niveau fin de précision. Pour cela, le quadrat de fréquence est subdivisé en 16 quadrats élémentaires de 25 cm de côté dont 8 qui sont lus (Fig. 95). Un relevé exhaustif de la flore est réalisé en présence/absence au sein de chacun des quadrats élémentaires avec notation de la hauteur moyenne et du recouvrement des différentes strates

présentes. En plus, un relevé complémentaire est réalisé, également en présence/absence, à l'échelle du quadrat de fréquence pour noter les espèces non contactées dans les 8 quadrats élémentaires. Cette méthode présente l'avantage de pouvoir s'abstenir d'une estimation des coefficients de recouvrement, une variable sujette au biais d'interprétation des données engendré par la diversité des observateurs et empêchant la détection de changements subtils dans la composition floristique du tapis végétal étudié. Des photos de chaque quadrat, dans l'ordre de lecture, doivent être réalisées.

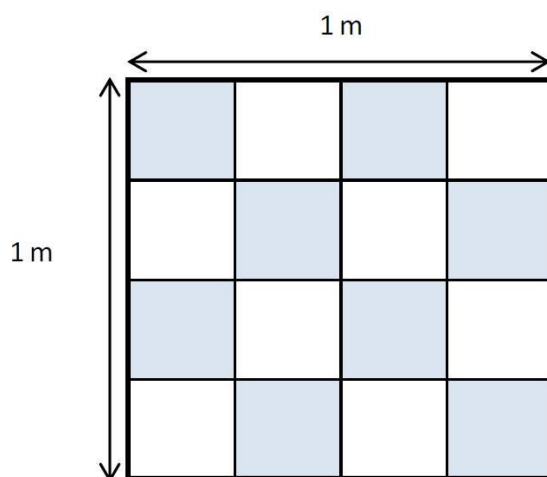


Fig. 95. Schéma d'organisation de lecture des quadrats élémentaires au sein du quadrat de fréquence de tourbières.

La détermination des espèces végétales non-identifiées peut s'effectuer directement sur le terrain à l'aide d'une flore et d'une loupe (x10 minimum). Dans le cas de critères délicats à appréhender *in situ* (ex : Sphaignes), l'identification se fera ultérieurement en laboratoire, avec un matériel adéquat (loupe binoculaire, microscope, etc.), sur des échantillons prélevés hors de la zone d'étude. Concernant les espèces rares ou protégées, la détermination devra se faire soit en laboratoire sur la base de photos prises sur site, soit *in situ* sans prélèvement.

Pour l'étude des tourbières et bas-marais, le champ d'investigation taxonomique concerne les spermatophytes et ptéridophytes mais aussi les sphaignes, les autres bryophytes et lichens sont exclus car trop complexes à appréhender. Le référentiel taxonomique suivi est la version la plus récente de TaxRef (actuellement version 9, (GARGOMINY *et al.*, 2015). Les flores utilisées sont diverses : Flora Gallica (TISON *et al.*, 2014a), Flore de Dordogne (BEDE *et al.*, 2014), Flore du Pays Basque et des régions limitrophes (AIZPURU *et al.*, 1999), Flore descriptive et illustrée de la France, de la Corse et des contrées limitrophes (Tomes 1 à 3) (COSTE, 1901; COSTE & FLAHAULT, 1903; COSTE & FLAHAULT, 1906), Les fougères et plantes alliées de France et d'Europe occidentale (PRELLI & BOUDRIE, 2001), Handbook of European Sphagna (DANIELS & EDDY, 1990) et Mosses and liverworts of Britain and Ireland (ATHERTON *et al.*, 2010).

Le référentiel syntaxonomique des végétations utilisé est celui du CBNSA, version du 19/09/2017 (LAFON *et al.*, 2017). Afin de maintenir de la clarté dans la lecture, les autorités des syntaxons cités ne seront notées que lors de la première mention (ex : *Juncion acutiflori* Braun-Blanq. in Braun-Blanq. & Tüxen 1952 puis *Juncion acutiflori*).

Pour la mise en place et la lecture d'une placette de tourbières, le matériel requis est le suivant (Fig. 96) :

- 2 ou 3 piquets en bois fendu imputrescible (ex : robinier) pour transect ;
- tiges en métal (acier ou inox) pour quadrats de fréquence (en cas d'absence de transect) ;

- appareil GPS (GPS submétrique si possible) ;
- piquets fins en bois (8 minimum) ;
- corde tressée ou rubalise (120m minimum) ;
- détecteur de champs magnétiques ;
- marteau et masse ;
- quadrat en bois ou PVC (1m de côté) ;
- décamètre (50m) ;
- appareil de visée ;
- boussole ;
- appareil photo

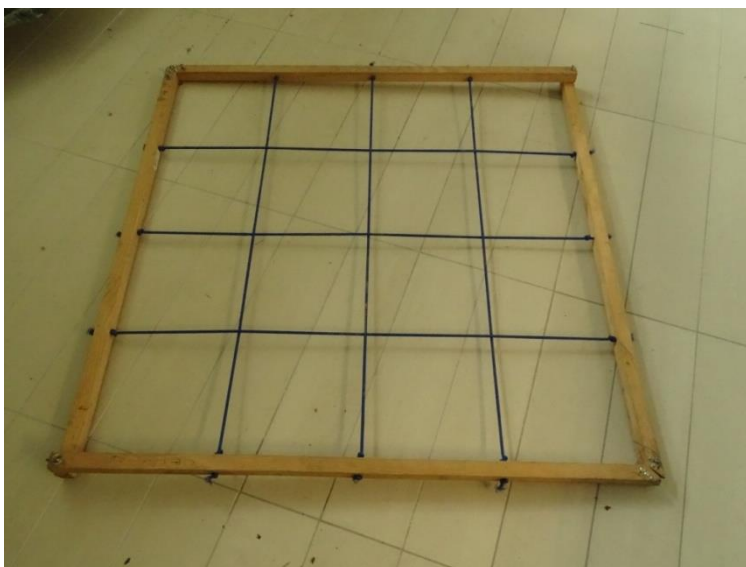


Fig. 96. Photo du quadrat de fréquence de tourbières et bas-marais (1m de côté).

- **Période optimale de suivi**

Les tourbières et bas-marais de Nouvelle-Aquitaine connaissent leur optimum phénologique entre début juillet et mi-septembre ; c'est-à-dire la période durant laquelle la majorité du cortège floristique est au stade de floraison. Afin de noter et pouvoir identifier le maximum d'espèces, les inventaires et suivis doivent s'effectuer durant cette période (VANDEN BERGHEN, 1969 ; LE FOULER & CAZE, 2012 ; LAFON & LE FOULER, 2014). En 2017, les dates de suivi se sont étalées du 8 août au 5 octobre.

- **Nombre de campagne de relevés**

Une seule campagne de relevés est réalisée pour chaque année de suivi. En effet, la quasi-totalité du cortège floristique étant observable dans le cas d'une lecture pendant la période phénologique optimale (obs. CBNSA), la réalisation de plusieurs campagnes n'offre qu'un intérêt limité.

Ces végétations étant assez stables sans perturbations anthropiques mais pouvant être relativement dynamiques dans le cas d'un changement de conditions de gestion ou de régime hydrique, le délai entre chaque campagne de suivi est fixé à 3 ans, soit 2017 et 2020. Pour les sites complémentaires identifiés et matérialisés en 2018, le délai est ramené à 2 ans (2018 et 2020) pour permettre une lecture synchrone des dispositifs. En fonction des premières analyses et retours



d'expérience, ce délai pourra être rehaussé. En effet, les impacts du changement climatique sur cet habitat intervenant à une échelle de temps bien plus large, des suivis trop rapprochés ont peu d'intérêt.

- **Fiche de relevés**

Pour le suivi de ces habitats, la fiche de relevés compile les informations relatives aux :

- métadonnées et informations générales ;
- pressions et menaces ;
- variables descriptives (maturité, espèces sociales, tourbe) ;
- géolocalisation des dispositifs ;
- quadrats de fréquence.

Cette fiche est présentée en Annexe 17.

5.1.2 Résultats et états de référence des sites

En ce qui concerne le volet flore et végétations des suivis de tourbières et bas-marais, l'objectif de base était d'avoir un état de référence sur la structure et la composition floristique des communautés végétales pour chaque site. L'année 2017 était donc consacrée :

- à la mise en place et au géoréférencement des dispositifs de suivi ;
- au test des protocoles sur le terrain ;
- à une première lecture standardisée ;
- à l'inventaire floristique des sites ;

Cet état de référence est particulièrement important car il permettra des comparaisons dans le temps des paramètres relevés de façon standardisée entre les différentes années de suivi et en lien avec les variables climatiques locales.

Les résultats de la lecture 2017 sont exposés ci-dessous par site (Tab. XLV-Tab. XLIX).

L'inventaire des végétations en présence étant assez complexe dans le cas des tourbières, il n'a été mené que partiellement et les résultats sont présentés de façon succincte ici mais seront plus détaillés dans un futur rapport (2020).

Les cartes de localisation des dispositifs de suivi sur les sites, ainsi que la liste des taxons observés, sont présentées en Annexe 16 et Annexe 18.

- Etang de lacanau

La zone de bas-marais étudiée se situe à proximité d'une rive d'étang et l'alimentation en eau provient essentiellement de l'étang. La faible épaisseur de tourbe (inférieure à 5 cm) témoigne d'une turfigénèse réduite et ne permet pas de définir un fonctionnement typique d'une tourbière ici. Sur ce site assez homogène du point de vue physiologique et topographique, la végétation est maintenue basse (inférieure à 50 cm) par un fauchage en bandes de 3 à 4 m alternées, parallèles au gradient hydrique.

Les taxons observés sur le site et relevés au sein des quadrats de fréquence appartiennent majoritairement à 2 groupes phyto-écologiques différents mais plus ou moins liés dynamiquement ou topographiquement (Tab. XLV). Le premier, représentant 46% de la fréquence relative, regroupe des taxons plutôt typiques des prairies humides oligotrophiles du *Juncion acutiflori* Braun-Blanq. in Braun-Blanq. & Tüxen 1952. Le second, avec 41% de fréquence relative, regroupe des taxons plutôt typiques de bas-marais oligotrophiles atlantiques relevant de l'*Hydrocotylo vulgaris* – *Schoenion nigricantis*. La forte intrication de ces deux groupes semble liée d'une part à l'engorgement et au faible niveau trophique, plutôt favorable aux taxons de bas-marais, et d'autre part à la gestion et à la présence de périodes d'exondation, plutôt favorable aux taxons de prairies humides. Du fait d'un engorgement relativement régulier et de la gestion, les végétations de landes humides et de fourrés sont peu dynamiques et n'occupent que les zones à microtopographie surélevée.

L'enjeu du suivi sur ce site sera de mesurer l'évolution des taxons de bas-marais, plutôt sensibles à la sécheresse et donc à la baisse du niveau d'engorgement, et des taxons de landes humides et de fourrés qui devraient être favorisés dans ce cas.

- Tourbière d'Issarbe

La tourbière se situe en replat de versant et l'alimentation en eau provient d'une part du ruissellement et d'autre part des précipitations directes. Il s'agit donc d'un système soligène à ombrogène (MANNEVILLE, 2006). Sur ce site, il existe une hétérogénéité topographique assez importante et donc une mosaïque de végétations plus ou moins liées dynamiquement et topographiquement (Tab. XLVI). Du fait de l'engorgement important et de l'hyperoligotrophie du milieu, la végétation est contrainte en hauteur (inférieure à 30 cm).

Les taxons observés le long du transect et relevés au sein des quadrats de fréquence appartiennent majoritairement à 2 groupes phyto-écologiques différents liés à la topographie et donc au niveau d'engorgement. Le premier, représentant 31% de la fréquence relative, à laquelle il faut rajouter les sphaignes hydrophiles à hygrophiles (ex : *Sphagnum cuspidatum*, *S. tenellum*), regroupe des taxons plutôt typiques des bas-marais oligotrophiles acidiphiles (*Caricetalia fuscae* W. Koch 1926) et se situe dans les bas-niveaux engorgés. Le second, avec 28% de fréquence relative, où il faut rajouter les sphaignes ombro-hygrophiles à ombrophiles (ex : *Sphagnum magellanicum*), regroupe des taxons plutôt typiques de landes et haut-marais atlantiques relevant de l'*Oxycocco palustris* – *Ericion tetralicis* voire de l'*Ericion tetralicis* Schwick. 1933 et liés aux petites buttes.

L'enjeu du suivi sur ce site sera de mesurer l'évolution des taxons de bas-marais et des sphaignes ombrophiles, plutôt sensibles à la sécheresse et donc à la baisse du niveau d'engorgement, et des taxons de landes humides et de fourrés qui devraient être favorisés dans ce cas.

- Tourbière de Buzy

La tourbière se situe dans une dépression planitiaire et l'alimentation en eau provient essentiellement de la nappe affleurante et des précipitations directes. Il s'agit donc d'un système topogène à ombrogène (MANNEVILLE, 2006). Sur ce site, il existe une hétérogénéité micro-topographique assez importante avec des buttes, des gouilles tourbeuses et des replats, liée à la gestion par pâturage bovin. De ce fait, il en résulte une mosaïque de végétations plus ou moins liées dynamiquement et topographiquement (Tab. XLVII).

Les taxons observés le long du transect et relevés au sein des quadrats de fréquence appartiennent majoritairement à 3 groupes phyto-écologiques différents liés à la micro-topographie et aux perturbations dues au pâturage. Le premier, représentant 39% de la fréquence relative, regroupe des taxons plutôt typiques des prairies humides oligotrophiles du *Juncion acutiflori* et se situe dans les replats plus ou moins engorgés. Le second, avec 23% de fréquence relative, regroupe des taxons typiques de communautés pionnières de dépressions tourbeuses (*Rhynchosporion albae*) et se retrouve au sein des gouilles. Le dernier groupe se cantonne aux buttes et se compose de taxons plutôt typiques de landes et haut-marais atlantiques relevant de l'*Oxycocco palustris* – *Ericion tetralicis*.

L'enjeu du suivi sur ce site sera de mesurer l'évolution des taxons de bas-marais et de gouilles tourbeuses, plutôt sensibles à la sécheresse et donc à la baisse du niveau d'engorgement, et des taxons de landes humides et de fourrés qui devraient être favorisés dans ce cas.

- Tourbière de Mées

La tourbière se situe dans une dépression planitiaire et l'alimentation en eau provient essentiellement de la nappe affleurante et des précipitations directes. Il s'agit donc d'un système topogène à ombrogène (MANNEVILLE, 2006). Sur ce site, il existe une hétérogénéité micro-topographique plus ou moins marquée avec des buttes de sphaignes, des gouilles tourbeuses, des touradons de Molinie (*Molinia caerulea subsp. caerulea*) et des replats. De ce fait, il en résulte une mosaïque de végétations plus ou moins liées dynamiquement et topographiquement (Tab. XLVIII).

Les taxons observés le long du transect et relevés au sein des quadrats de fréquence appartiennent majoritairement à 3 groupes phyto-écologiques différents liés à la micro-topographie et donc à l'engorgement. Le premier, représentant 35% de la fréquence relative, regroupe des taxons typiques de bas-marais acidiphiles plus ou moins pionniers (*Rhynchosporion albae* ou *Hydrocotylo vulgaris* – *Schoenion nigricantis*) et se retrouve au sein des gouilles et replats engorgés. Le second, avec 22% de fréquence relative, se cantonne aux buttes et regroupe des taxons plutôt typiques de landes et haut-marais atlantiques relevant de l'*Oxycocco palustris* – *Ericion tetralicis*. Le dernier groupe, avec 21% de fréquence relative, se compose de taxons plutôt typiques des prairies humides oligotrophiles relevant du *Juncion acutiflori* et se situe dans les replats plus ou moins engorgés.

L'enjeu du suivi sur ce site sera de mesurer l'évolution des taxons de bas-marais et des sphaignes ombrophiles, plutôt sensibles à la sécheresse et donc à la baisse du niveau d'engorgement, et des taxons de landes humides et de fourrés qui devraient être favorisés dans ce cas.

- Tourbière des Dauges

La tourbière se situe dans une cuvette et l'alimentation en eau provient essentiellement des précipitations directes, du ruissellement dans les bas de versants adjacents, et de la nappe affleurante dans les zones les plus basses. Il s'agit donc d'un système partiellement ombrogène avec des zones soligènes et d'autres topogènes (MANNEVILLE, 2006). Sur ce site, il existe une hétérogénéité micro-topographique peu marquée avec des petites buttes et des gouilles tourbeuses peu profondes, liée à la gestion par pâturage bovin extensif. De ce fait, il en résulte une mosaïque de végétations plus ou moins liées dynamiquement et topographiquement (Tab. XLIX).

Les taxons observés le long du transect et relevés au sein des quadrats de fréquence appartiennent majoritairement à 3 groupes phyto-écologiques différents liés à la micro-topographie et aux perturbations dues au pâturage. Le premier, représentant 48% de la fréquence relative, regroupe des taxons typiques de bas-marais plus ou moins pionniers sur tourbe (*Rhynchosporion albae* et *Caricetalia fusca*). Le second, avec 39% de fréquence relative, regroupe des taxons plutôt typiques des prairies humides oligotrophiles relevant du *Juncion acutiflori* et se situe dans les replats plus ou moins engorgés. Le dernier groupe, 14% de fréquence relative, se cantonne aux buttes et se compose de taxons plutôt typiques de landes et haut-marais atlantiques de l'*Oxycocco palustris* – *Ericion tetralicis* ou de l'*Ericion tetralicis*.

L'enjeu du suivi sur ce site sera de mesurer l'évolution des taxons de bas-marais et des sphaignes ombrophiles, plutôt sensibles à la sécheresse et donc à la baisse du niveau d'engorgement, et des taxons de landes humides et de fourrés qui devraient être favorisés dans ce cas.



Tab. XLV. Résultats de la lecture 2017 des quadrats de fréquence (Etang de Lacanau).

SUIVI BAS-MARAIS ETANG LACANAU																		
Observateurs	Pierre Lafon, Kévin Romeyer (CBNSA)																	
Date	19/07/2017																	
Commune	Lacanau (33)																	
Description	Bas-marais acidiflue atlantique (<i>Hydrocotylo - Schoenion nigricantis</i>) fauché en bandes parallèles au gradient hydrique																	
Dispositif de suivi	Deux quadrats de fréquence de 1m ²																	
Code suivi	Lacanau_20170719-KR01Q																	
Coordonnées GPS	Quadrat n°1		Quadrat n°2															
	44.941393	44.941413																
	-1.113542	-1.113699																
Numéro du quadrat	Q1								Q2									
Distance au point zéro (repère ouest)																		
Numéro du sous-quadrat	1	2	3	4	5	6	7	8	HR	1	2	3	4	5	6	7	8	HR
Hauteur (cm)	10	8	10	8	8	8	8	10		15	15	13	15	13	13	10	15	
Strate chaméphytique %	20	5	15	15	20	10	15	15		20	15	10	15	15	10	10	25	
Strate herbacée %	70	50	70	70	70	60	50	55		75	70	70	70	65	60	65	70	
Strate sphagnicole %																		
Taxons	Fréquence relative	Fréquence	Absence / Présence								Absence / Présence							
Taxons typiques des landes	0,12																	
<i>Erica tetralix</i> L., 1753		1,00	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Taxons typiques des bas-marais oligotrophiles	0,41																	
<i>Schoenus nigricans</i> L., 1753		1,00	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Eriophorum angustifolium</i> Honck., 1782		0,13			X					X								
<i>Drosera intermedia</i> Hayne, 1798		1,00	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Parnassia palustris</i> L., 1753		0,50	X	X	X	X	X	X		X								X
<i>Rhynchospora fusca</i> (L.) W.T.Aiton, 1810		0,94	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Taxons typiques des prairies humides oligotrophiles	0,46																	
<i>Molinia caerulea</i> subsp. <i>caerulea</i> (L.) Moench, 1794		1,00	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Lysimachia tenella</i> L., 1753		0,94	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Cirsium dissectum</i> (L.) Hill, 1768		0,81	X			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Scutellaria minor</i> Huds., 1762		0,44	X				X	X	X				X	X	X	X	X	X
Cf. <i>Agrostis canina</i> L., 1753		0,38				X			X			X		X		X	X	X
<i>Hydrocotyle vulgaris</i> L., 1753		0,25					X			X					X	X		
<i>Eleocharis multicaulis</i> (Sm.) Desv., 1818		0,06																X
<i>Potentilla erecta</i> (L.) Rausch., 1797		0,06			X													
Taxons d'ourlets, fourrés et forêts	0,01																	
<i>Myrica gale</i> L., 1753		0,13								X					X			

Tab. XLVI. Résultats de la lecture 2017 des quadrats de fréquence (Tourbière d'Issarbe).

Numéro du quadrat	Q7 24 m								Q8 25,5 m								Q9 33,3 m								Q10 38,5 m								Q11 40,5 m								Q12 47 m													
	1	2	3	4	5	6	7	8	HR	1	2	3	4	5	6	7	8	HR	1	2	3	4	5	6	7	8	HR	1	2	3	4	5	6	7	8	HR	1	2	3	4	5	6	7	8	HR	1	2	3	4	5	6	7	8	HR
Distance au point zéro (repère ouest)																																																						
Numéro du sous-quadrat	1	2	3	4	5	6	7	8	HR	1	2	3	4	5	6	7	8	HR	1	2	3	4	5	6	7	8	HR	1	2	3	4	5	6	7	8	HR	1	2	3	4	5	6	7	8	HR	1	2	3	4	5	6	7	8	HR
Hauteur (cm)	10	50	40	40	15	15	40	30		40	80	80	50	40	50	40	60		-	-	-	-	-	-	-	-		40	50	60	40	40	70	40	35		70	60	35	30	10	20	50	20		30	30	20	20	10	30	15	20	
Strate chaméphytique %																																																						
Strate herbacée %	80	15	20	40	30	75	35	15		-	5	-	5	5	-	10	10		80	40	40	25	40	20	80	20		20	10	20	5	30	10	20	-		20	-	1	-	-	-	-	-		20	20	10	30	10	15	30	30	
Strate sphagnicole %	100	100	100	100	100	100	100	100		100	100	100	100	100	100	100	100		100	100	100	100	100	100	100	100		100	100	100	100	100	100	100	100		100	100	100	100	100	100	100	100										
Taxons	Absence / Présence								Absence / Présence								Absence / Présence								Absence / Présence								Absence / Présence																					
Taxons typiques des landes																																																						
Erica tetralix L., 1753	X	X	X	X	X	X	X	X		X				X		X	X											X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	
Vaccinium myrtillus L., 1753				X				X		X	X	X	X	X	X	X	X											X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	
Calluna vulgaris (L.) Hull, 1808	X	X	X	X	X	X	X	X		X				X		X	X											X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	
Taxons typiques des bas-marais et prairies oligotrophiles																																																						
Molinia caerulea subsp. caerulea (L.) Moench, 1794	X	X	X	X	X	X	X	X		X		X	X		X	X		X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X											X	X	X	X	X	X	X	X		
Eriophorum angustifolium Honck., 1782								X											X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X																			
Carex echinata Murray, 1770		X	X		X		X	X																													X																	
Drosera rotundifolia L., 1753				X															X																		X																	
Juncus squarrosus L., 1753	X		X	X	X	X	X																														X																	
Trichophorum cespitosum (L.) Hartm., 1849				X																																																		
Juncus effusus L., 1753																																																						
Taxons typiques des pelouses oligotrophiles																																																						
Nardus stricta L., 1753																																																						
Agrostis capillaris L., 1753																																																						
Danthonia decumbens (L.) DC., 1805																																																						
Potentilla erecta (L.) Räusch., 1797																																																						
Galium cf. saxatile L., 1753																																																						
Taxons d'ourlets, fourrés et forêts																																																						
Melampyrum pratense L., 1753																																																						
Oxalis acetosella L., 1753																																																						
Cf. Avenella flexuosa (L.) Drejer, 1838																																																						
Abies alba Mill., 1768								X																																														
Sphaignes																																																						
Sphagnum magellanicum Brid.	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X											X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	
Sphagnum capillifolium (Ehrh.) Hedw.	X	X	X		X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X											X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	
Sphagnum papillosum (Lindb.)																																																						
Sphagnum rubellum Wilson																																																						
Sphagnum tenellum (Brid.) Brid.																			X	X			X																															
Sphagnum cuspidatum Hoffm.																			X	X			X																															
Bryophytes (hors sphaignes)																																																						
Pleurozium schreberi (Willd. ex Brid.) Mitt.				X						X	X	X	X	X	X	X	X																																					
Polytrichum strictum Menzies ex Brid.				X						X																																												
Dicranum scoparium Hedw.																																																						
Hylocomium splendens (Hedw.) Schimp.																																																						
Aulacomnium palustre (Hedw.) Schwägr.	X				X	X	X	X																																														
Polytrichum commune Hedw.																																																						
Rhytidiadelphus squarrosus (Hedw.) Warnst.																																																						
Lichens																																																						
Cladonia sp																																																						



les sentinelles du climat

Observateurs		Marta Infante Sanchez, Ludovic Olicard (CBNPMP), Kévin Romeyer (CBNSA)																							
Date		8 août 2017																							
Commune		Lanne-en-Barétous (64)																							
Description		Tourbière haute active ombrotrophe légèrement bombée à topographie irrégulière (plusieurs gouilles et buttes) en replat de versant (en cirque)																							
Dispositif de suivi		Transect ouest-est de 60 m - 12 quadrats de 1m ²																							
Code suivi		Issarbe_20170808-LO01T																							
Coordonnées GPS		Repère ouest Repère est 43.024920 43.024910 -0.819370 -0.818658																							
Numéro du quadrat																									
Distance au point zéro (repère ouest)																									
Numéro du sous-quadrat																									
Hauteur (cm)																									
Strate chaméphytique %																									
Strate herbacée %																									
Strate sphagnicole %																									
Taxons		Fréquence relative		Fréquence		Absence / Présence		Absence / Présence		Absence / Présence		Absence / Présence		Absence / Présence		Absence / Présence		Absence / Présence							
Taxons typiques des landes		0,28																							
Erica tetralix L., 1753		0,59						X X X X X X X X		X X X X X X X X		X X X X X													
Vaccinium myrtillus L., 1753		0,38						X X X X X X X X		X X X X X															
Calluna vulgaris (L.) Hull., 1808		0,51						X X X X X X X X		X X X X X X X X		X X													
Taxons typiques des bas-marais et prairies oligotrophes		0,31																							
Molinia caerulea subsp. caerulea (L.) Moench, 1794		0,79						X X X X X X X X		X X X X X X X X		X X X X X X X X		X X X X X X X X		X X X X X X X X		X X X X X X X X							
Eriophorum angustifolium Honck., 1782		0,32								X		X X X X X X X X		X X X X X X X X		X X X X X X X X		X X X X X X X X							
Carex echinata Murray, 1770		0,38		X X		X		X				X X X X X X X X		X X X X X X X X		X X X X X X X X		X X X X X X X X							
Drosera rotundifolia L., 1753		0,07																							
Juncus squarrosus L., 1753		0,06																							
Trichophorum cespitosum (L.) Hartm., 1849		0,01																							
Juncus effusus L., 1753		0,02		X		X																			
Taxons typiques des pelouses oligotrophes		0,03																							
Nardus stricta L., 1753		0,02		X X																					
Agrostis capillaris L., 1753		0,08		X X X X X X X X																					
Danthonia decumbens (L.) DC., 1805		0,02						X		X															
Potentilla erecta (L.) Rausch., 1797		0,02						X		X															
Galium cf. saxatile L., 1753		0,01																							
Taxons d'ourlets, fourrés et forêts		0,01																							
Melampyrum pratense L., 1753		0,01																							
Oxalis acetosella L., 1753		0,01						X																	
Cf. Avenella flexuosa (L.) Drejer, 1838		0,01																							
Abies alba Mill., 1768		0,02																							
Sphaignes		0,29																							
Sphagnum magellanicum Brid.		0,47						X X X X X X X X		X X X X X X X X		X		X											
Sphagnum capillifolium (Ehrh.) Hedw.		0,38						X		X X X X		X		X											
Sphagnum papillosum (Lindb.)		0,20										X X X X X X X X		X X X X X X X X											
Sphagnum rubellum Wilson		0,20										X X X		X X X											
Sphagnum tenellum (Brid.) Brid.		0,14										X X X		X X X											
Sphagnum cuspidatum Hoffm.		0,18		X		X		X X X X X X																	
Bryophytes (hors sphaignes)		0,08																							
Pleurozium schreberi (Willd. ex Brid.) Mitt.		0,09																							
Polytrichum strictum Menzies ex Brid.		0,14																							
Dicranum scoparium Hedw.		0,00																							
Hylacomium splendens (Hedw.) Schimp.		0,03																							
Aulacomnium palustre (Hedw.) Schwägr.		0,05																							
Polytrichum commune Hedw.		0,08																							
Rhytidadelphus squarrosus (Hedw.) Warnst.		0,02		X				X X X X X X X X																	
Lichens		0																							
Cladonia sp		0,00																							



les sentinelles du climat

Numéro du quadrat Distance au point zéro (repère ouest) Numéro du sous-quadrat	Q5 22,3 m									Q6 30 m									Q7 35 m								
	1	2	3	4	5	6	7	8	HR	1	2	3	4	5	6	7	8	HR	1	2	3	4	5	6	7	8	HR
Hauteur (m)	0,40									0,10									0,15								
Strate chaméphytique %	30	5	20	5	10	35	30	10		10	15	20	15	10	30	15	30		15	15	5	-	10	10	5	20	
Strate herbacée %	50	50	50	60	50	80	60	40		20	15	30	10	40	-	10	5		30	40	25	65	20	50	50	60	
Strate sphagnicole %	75	15	5	5	20	5	60	40		90	90	100	90	30	100	80	100		100	60	30	60	90	80	40	100	
Taxons	Absence / Présence									Absence / Présence									Absence / Présence								
Taxons typiques des landes																											
Erica tetralix L., 1753	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X		X	X	X	X	
Ulex minor Roth, 1797																											
Cf. Erica vagans L., 1770																											
Taxons typiques des bas-marais oligotrophiles																											
Carex panicea L., 1753																											
Rhynchospora alba (L.) Vahl, 1805			X	X	X		X				X			X		X			X	X	X	X	X	X	X	X	
Eriophorum angustifolium Honck., 1782																											
Drosera intermedia Hayne, 1798	X	X	X	X	X		X	X		X				X		X	X			X				X	X		
Cf. Sisyrinchium angustifolium Mill., 1768																											
Narthecium ossifragum (L.) Huds., 1762																											
Pinguicula lusitanica L., 1753		X						X																			
Taxons typiques des prairies humides oligotrophiles																											
Molinia caerulea subsp. caerulea (L.) Moench, 1794	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X		X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	
Eleocharis multicaulis (Sm.) Desv., 1818																				X							
Juncus bulbosus L., 1753	X			X	X		X			X																	
Juncus acutiflorus Ehrh. ex Hoffm., 1791								X											X	X	X	X	X	X	X	X	
Carex demissa Vahl ex Hartm., 1808			X																		X				X	X	
Potentilla erecta (L.) Rausch., 1797	X							X												X		X					
Agrostis canina L., 1753			X																							X	
Lysimachia tenella L., 1753																											
Scutellaria minor Huds., 1762	X				X																						
Cirsium dissectum (L.) Hill, 1768																								X			
Taxons d'ourlets, fourrés et forêts																											
Pteridium aquilinum (L.) Kuhn, 1879																											
Betula L., 1753 (juv.)								X																			
Sphaignes																											
Sphagnum papillosum (Lindb.)	X	X	X	X	X		X	X		X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	
Sphagnum rubellum Wilson											X	X															
Sphagnum auriculatum Schimp.	X					X	X																				
Autres																											
Juncus conglomeratus L., 1753																											



les sentinelles du climat

Numéro du quadrat	Q6 6 - 7 m								Q7 8 - 9 m								Q8 9 - 10 m								Q9 12,8 - 13,8 m								Q10 17 - 18 m															
	1	2	3	4	5	6	7	8	HR	1	2	3	4	5	6	7	8	HR	1	2	3	4	5	6	7	8	HR	1	2	3	4	5	6	7	8	HR	1	2	3	4	5	6	7	8	HR			
Distance au point zéro (repère ouest)	6 - 7 m								8 - 9 m								9 - 10 m								12,8 - 13,8 m								17 - 18 m															
Numéro du sous-quadrat	1	2	3	4	5	6	7	8	HR	1	2	3	4	5	6	7	8	HR	1	2	3	4	5	6	7	8	HR	1	2	3	4	5	6	7	8	HR	1	2	3	4	5	6	7	8	HR			
Hauteur (m)	0,15								0,25								0,18								0,15								0,40															
Strate chaméphytique %	10	20	15	25	25	10	5	25	50	65	70	70	60	70	60	50	15	20	25	45	40	30	30	15	60	25	30	30	25	25	20	15	50	70	60	50	75	70	40	50	75	50	60	60	50	55	70	65
Strate herbacée %	60	65	30	40	35	65	70	40	60	30	55	60	70	55	70	60	60	50	50	65	60	50	50	20	50	20	25	40	45	40	50	70	70	90	100	90	95	95	70	5	20	35	-	25	-	10	-	10
Strate sphagnicole %	25	80	90	95	100	50	70	55	80	80	20	15	20	25	15	20	90	80	95	80	95	90	70	100	70	90	100	90	95	95	70	5	20	35	-	25	-	10	-	10								
Taxons	Absence / Présence								Absence / Présence								Absence / Présence								Absence / Présence								Absence / Présence															
Taxons typiques des landes																																																
<i>Erica tetralix</i> L., 1753	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X					
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull, 1808																																																
<i>Erica ciliaris</i> Loeffl. ex L., 1753		X		X		X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X						
Taxons typiques des bas-marais oligotrophiles																																																
<i>Narthecium ossifragum</i> (L.) Huds., 1762	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X						
<i>Schoenus nigricans</i> L., 1753	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X						
<i>Drosera rotundifolia</i> L., 1753	X	X	X	X	X	X	X	X	X								X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X						
<i>Parnassia palustris</i> L., 1753																																																
<i>Rhynchospora alba</i> (L.) Vahl, 1805	X	X	X	X	X			X									X	X																														
<i>Drosera intermedia</i> Hayne, 1798	X					X	X	X									X	X													X	X																
<i>Utricularia</i> gr. Minor								X																																								
<i>Pedicularis sylvatica</i> L., 1753		X							X								X					X	X																									
Taxons typiques des prairies humides oligotrophiles																																																
<i>Molinia caerulea</i> subsp. <i>caerulea</i> (L.) Moench, 1794	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X						
<i>Lysimachia tenella</i> L., 1753	X	X	X	X	X	X	X	X	X								X	X													X	X																
<i>Gentiana pneumonanthe</i> L., 1753						X		X									X	X	X		X				X	X	X		X											X								
<i>Potentilla erecta</i> (L.) Rausch., 1797																			X																													
<i>Juncus bulbosus</i> L., 1753																																																
Taxons d'ourlets, fourrés et forêts																																																
<i>Myrica gale</i> L., 1753									X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X																									
<i>Betula</i> L., 1753 (juv.)																																																
<i>Pinus pinaster</i> Aiton, 1789 (juv.)																															X																	
Sphaignes																																																
<i>Sphagnum papillosum</i> (Lindb.)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X		X	X	X	X	X	X	X	X	X					X	X				X				X	X	X	X								
<i>Sphagnum rubellum</i> Wilson									X	X	X	X	X	X	X									X																								
<i>Sphagnum auriculatum</i> Schimp.																																																
<i>Sphagnum magellanicum</i> Brid.																									X	X	X	X	X	X	X	X																



les sentinelles du climat

Numéro du quadrat	Q6									Q7									Q8									Q9								
	22 - 23 m									26 - 27 m									30 - 31 m									33 - 34 m								
Distance au point zéro (repère ouest)																																				
Numéro du sous-quadrat	1	2	3	4	5	6	7	8	HR	1	2	3	4	5	6	7	8	HR	1	2	3	4	5	6	7	8	HR	1	2	3	4	5	6	7	8	HR
Hauteur (cm)	15	25	30	25	20	15	25	15		30	25	30	30	25	20	25	25		10	20	30	25	25	20	20	25		10	15	15	10	15	10	10	10	
Strate chaméphytique %	15				10		20	2			10		10		5	10	15																			
Strate herbacée %	60	75	90	90	90	75	85	75		95	90	80	90	80	65	60	65		90	80	90	85	85	75	75	80		80	75	40	40	45	30	20	20	
Strate sphagnicole %	85	95		90		75	10	95			5	75	15	60	100	95	35		15	20	15	10	5	35	40	15		50	95	100	100	85	100	100	100	
Taxons	Absence / Présence									Absence / Présence									Absence / Présence									Absence / Présence								
Taxons typiques des landes																																				
<i>Erica tetralix</i> L., 1753	X								X		X		X			X																				
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull, 1808										X					X	X	X																			
Taxons typiques des bas-marais oligotrophiles																																				
<i>Eriophorum angustifolium</i> Honck., 1782														X																						
<i>Narthecium ossifragum</i> (L.) Huds., 1762						X	X	X																												
<i>Rhynchospora alba</i> (L.) Vahl, 1805																																				
<i>Carex echinata</i> Murray, 1770																																				
<i>Trichophorum cespitosum</i> (L.) Hartm., 1849																																				
<i>Eriophorum vaginatum</i> L., 1753	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X		X							X												
<i>Carex rostrata</i> Stokes, 1787										X		X			X	X	X	X	X	X	X				X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Taxons typiques des prairies humides oligotrophiles																																				
<i>Molinia caerulea</i> subsp. <i>caerulea</i> (L.) Moench, 1794	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X					X						
<i>Juncus acutiflorus</i> Ehrh. ex Hoffm., 1791																																				
<i>Agrostis canina</i> L., 1753																	X	X	X		X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Potentilla erecta</i> (L.) Rausch., 1797													X					X	X	X		X	X	X	X											
<i>Viola palustris</i> L., 1753																		X	X	X	X	X			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Wahlenbergia hederacea</i> (L.) Rchb., 1827																		X						X												
<i>Scutellaria minor</i> Huds., 1762																			X																	
<i>Luzula congesta</i> (Thuill.) Lej., 1811																							X													
<i>Juncus effusus</i> L., 1753																																		X		
Taxons d'ourlets, fourrés et forêts																																				
<i>Betula pubescens</i> Ehrh., 1791 (juv.)			X																																	

5.1.3 Discussion

Les tourbières ont une forte capacité de rétention en eau à travers les propriétés des sphaignes et de la tourbe, ce qui entraîne par ailleurs une élévation des nappes affleurantes (ISE *et al.*, 2008). De plus, il existe une corrélation significative entre les modifications de cortège végétal et les variations climatiques (BARBER *et al.*, 1994). Une hausse des températures pourrait engendrer une meilleure décomposition de la tourbe notamment, diminuant ainsi la capacité de rétention en eau du système, provoquant alors un abaissement des nappes (ISE *et al.*, 2008) et un assèchement impactant directement les espèces végétales.

Au total, sur les 5 sites échantillonnés, des végétations relevant d'au moins 5 alliances phytosociologiques différentes seraient identifiées mais une analyse approfondie des données sera nécessaire pour affiner la description écologique et dynamique des sites. Il est intéressant de noter que le gradient altitudinal entre les sites permet de suivre différents syntaxons de climat atlantique, avec des influences montagnardes plus ou moins fortes, traduites par l'expression de taxons psychrophiles, et donc d'évaluer leur résilience respective aux phénomènes climatiques.

Les protocoles énoncés semblent assez précis et adaptés pour répondre à la problématique de l'évolution des communautés par rapport au changement climatique car ils intègrent plusieurs échelles spatiales (quadrats de fréquence et transect) permettant la détection de variations floristiques et structurales au sein de ces communautés liées à la modification de l'engorgement et aux changements de régime hydrique (quantité de précipitations, alimentation en eau).

Dans le cas des végétations de tourbières et bas-marais acidiphiles, les analyses et la modélisation des effets du changement climatique porteront sur plusieurs aspects.

- Tout d'abord, l'apparition et la fréquence relative d'espèces de landes et/ou d'espèces plus mésotrophiles, traduisant un assèchement et un enrichissement trophique des systèmes.
- D'autre part, la régression des espèces d'affinités boréales, oligotrophiles et strictement hygrophiles.
- Enfin, la raréfaction ou la sénescence des espèces de sphaignes ombrophiles.

Une analyse des traits de vie des espèces et de leur spectre chorologique pour chaque site permettra, en lien avec les scénarios climatiques du GIEC (NAKICENOVIC *et al.*, 2000), de préciser la résilience des espèces présentant une sensibilité négative (diminution de la fréquence, extinction locale) et des systèmes tourbeux dans la région.

L'existence d'un réseau de suivi des tourbières en Aquitaine, développé dans le cadre d'autres programmes et par d'autres structures (Natura 2000, PNR Landes de Gascogne, Conseil Départemental des Landes, ONF, CEN Aquitaine etc.), forme un appui intéressant en termes historiques. En effet, l'intégration des données floristiques acquises à travers ce réseau pour des analyses et modélisation apporterait une robustesse plus importante aux résultats. Cette démarche devra toutefois être approfondie par rapport à la compatibilité des protocoles, et discutée avec les gestionnaires des suivis.

En 2018, le travail sur les habitats de tourbières et bas-marais se concentrera sur la recherche et la mise en place de dispositifs de suivi sur de nouveaux sites, notamment dans les ex-régions Limousin et Poitou-Charentes et en montagne pyrénéenne.

5.2 Communautés végétales des landes humides et tourbeuses

Auteur : Kévin Romeyer, Contributeur : Grégory Caze

Les communautés végétales de landes humides et tourbeuses atlantiques (Fig. 97) sont liées à des précipitations assez importantes (supérieures à 900 mm/an) sur des sols acides et pauvres en nutriments, et adaptées à un engorgement plus ou moins régulier par des eaux oligotrophes limitant la minéralisation de la matière organique (VANDEN BERGHEN, 1969 ; BOTINEAU & GEHU, 2005). Ces contraintes permettent le développement d'une flore particulière avec de nombreuses espèces patrimoniales au niveau régional et national (*Gentiana pneumonanthe*, *Sphagnum magellanicum*, *Drosera rotundifolia*, *Genista anglica*). Du fait de ces caractéristiques phyto-écologiques, elles semblent particulièrement sensibles à des épisodes de sécheresses et de canicules plus intenses (ISE *et al.*, 2008). Dans le contexte du changement climatique, ces végétations pourraient se fragmenter davantage ou se raréfier au profit de végétations de landes plus sèches et de communautés moins oligotrophes.

Pour identifier et mesurer les effets du changement climatique sur les communautés végétales de landes humides, l'objectif est de suivre dans le temps et dans l'espace : 1- leur structure (types biologiques dominants, hauteur, recouvrement) et 2- leur composition floristique (diversité spécifique, cortèges indicateurs, fréquence relative des espèces, spectre chorologique).

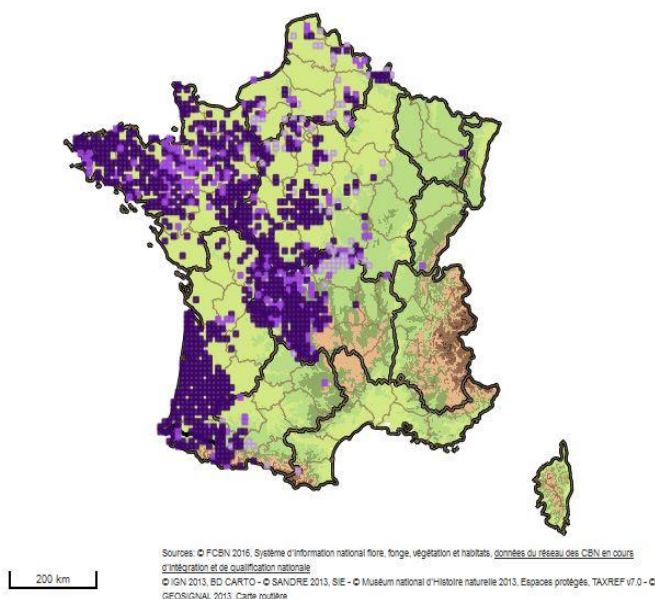


Fig. 97. Carte de répartition d'*Erica tetralix*, espèce caractéristique des landes humides atlantiques, en France (FCBN, 2016).

5.2.1 Matériel et méthodes

- Sélection des sites

Les habitats landicoles humides sont assez bien représentés au niveau de la région Nouvelle-Aquitaine et sont surtout concentrés sur les substrats acides et pauvres en nutriments du plateau landais, de la Double landaise et de l'ex-région Limousin, et dans quelques secteurs en Dordogne,

Vienne et Pyrénées-Atlantiques (Fig. 98). Néanmoins, ils occupent rarement des surfaces importantes (supérieures à 0,5 ha), hormis dans les zones où la gestion permet leur maintien (camps militaires de Souge et de Captieux, barthes de l'Adour etc.) (obs. CBNSA). Les landes humides se retrouvent essentiellement en linéaires le long de crastes, de lisières forestières et de pistes.

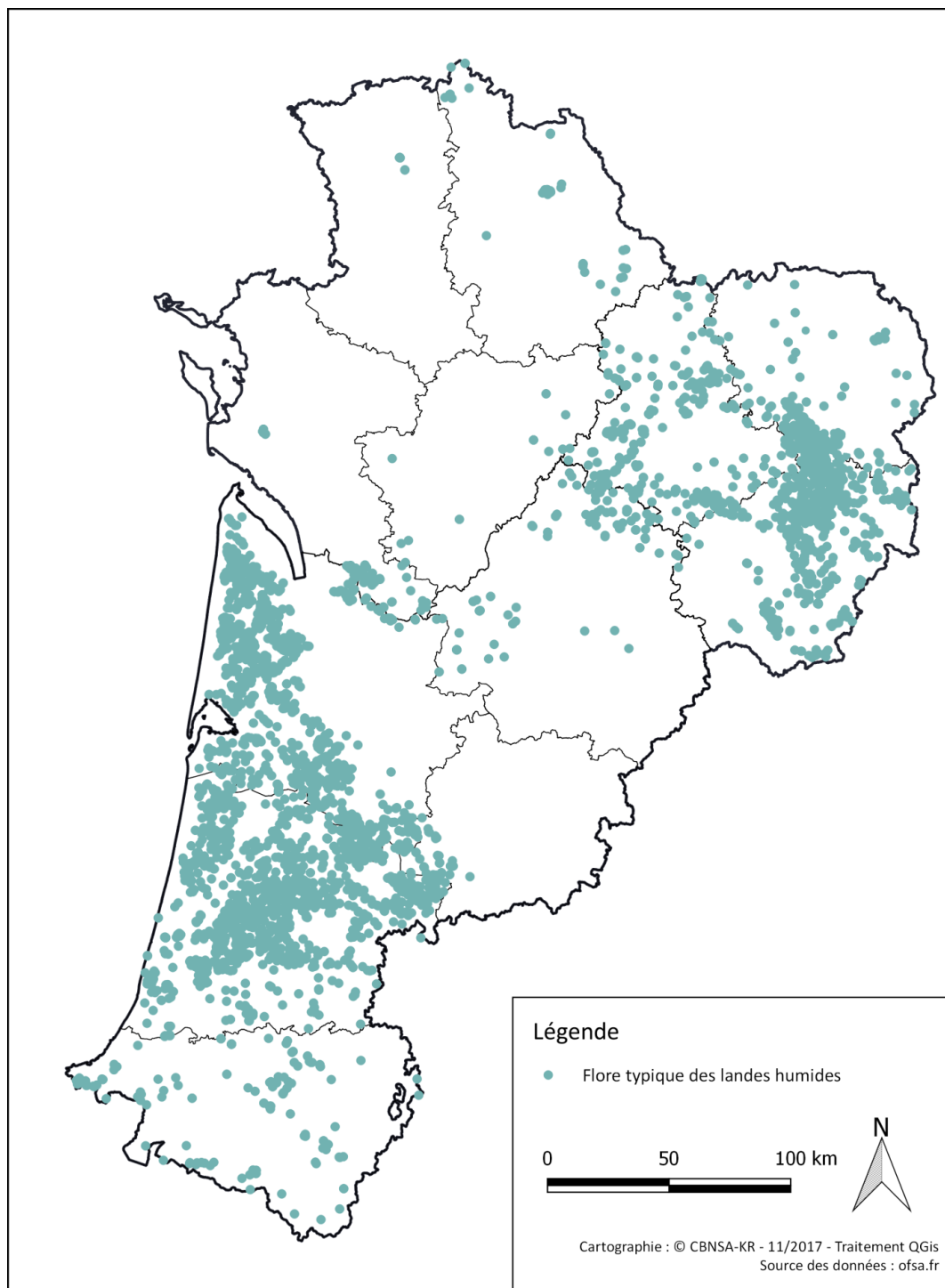


Fig. 98. Situation géographique des zones d'expression des communautés végétales de landes humides en Nouvelle-Aquitaine.

L'identification des sites de suivi favorables s'appuie d'abord sur la présence de la flore caractéristique des landes humides et tourbeuses relevant de l'*Ulici minoris* – *Ericenion ciliaris* (Géhu 1975) et de l'*Oxycocco palustris* – *Ericion tetralicis* renseignées dans l'Observatoire de la Biodiversité Végétale de Nouvelle-Aquitaine (OBV *in ofsa.fr*) d'une part (Fig. 97) et les connaissances et prospections de partenaires/gestionnaires d'autre part. L'étude de la bibliographie (VANDEN BERGHEN, 1969 ; GEHU & GEHU-FRACK, 1973 ; LAFON & LE FOULER, 2014) a permis de tenir compte de la variabilité et de la répartition des communautés végétales de landes. Par ailleurs, très sensibles aux changements de régime hydrique (drainage, abaissement de la nappe) ou de pratiques de gestion (absence de débroussaillage régulier) et à l'eutrophisation, les landes humides sont en forte régression ces dernières années, dont certaines de manières irréversibles (GEHU & GEHU-FRACK, 1973 ; LAFON & LE FOULER, 2014). Une attention particulière est apportée à l'absence ou l'impact réduit de ces facteurs de modifications pour isoler au mieux le facteur climatique par rapport au suivi.

L'utilisation d'indices d'état permet alors de sélectionner les habitats et les sites les plus favorables, c'est-à-dire en bon état de conservation. Ces indices sont les suivants :

- surface d'habitat minimum, basée sur l'aire d'expression optimale des communautés (2 à 4 ha pour les landes en excluant les linéaires de faible largeur (inférieure à 50m) ;
- occupation majeure par les espèces typiques (*Erica ciliaris*, *Ulex minor*, *Calluna vulgaris*, *Erica tetralix*, *Molinia caerulea*, *Genista anglica*) ;
- présence si possible d'espèces psychrophiles d'affinités boréo-montagnardes (*Sphagnum magellanicum*, *Lycopodium clavatum*) ;
- fermeture du milieu faible, basée sur la fréquence relative et le recouvrement d'espèces de fourrés (ex : *Erica scoparia*, *Frangula alnus*, *Salix atrocinerea*, *Betula pubescens*) ;
- gestion homogène dans le temps et dans l'espace ;
- absence ou limitation des perturbations : drains, plantations, eutrophisation, gyrobroyages fréquents etc.

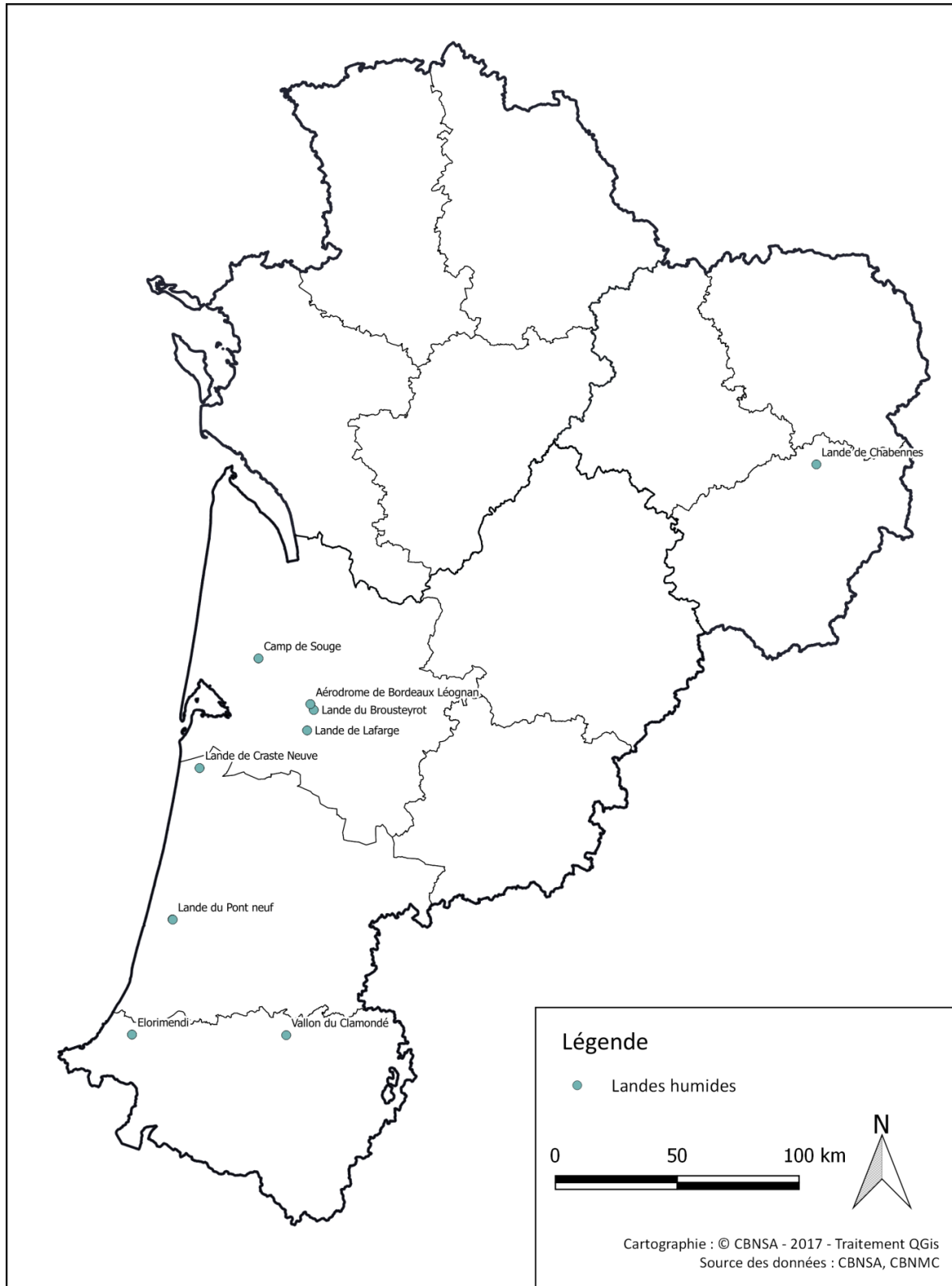
L'existence préalable d'un réseau de sites de suivi des communautés végétales de landes humides en ex-région Aquitaine (Annexe 15) pour l'évaluation des HIC, reposant sur des méthodes et paramètres d'étude compatibles avec ceux exposés ici (GEHU & GEHU-FRACK, 1973 ; LAFON & LE FOULER, 2014), permet de mutualiser une partie des dispositifs mis en place et de bénéficier de données historiques sur ces communautés.

La sélection de nouveaux sites avec une répartition représentative des systèmes landicoles humides à l'échelle de la région est primordiale pour l'étude de ces habitats dans le contexte du changement climatique. En effet, le mésoclimat peut être très différent selon les secteurs régionaux (Données AURELHY par Météo France). Cela devrait permettre de détecter des variations de cortèges (ex : perte d'espèces psychrophiles, développement d'espèces plus mésophiles et/ou plus mésotrophiles voire thermophiles) dans les différentes zones suivies et ainsi définir les plus sensibles.

• Description des sites choisis

En 2017, 8 sites de landes humides ont fait l'objet d'une mise en place et d'une lecture des dispositifs de suivi des communautés végétales dans les ex-régions Aquitaine et Limousin (Fig. 99).

Les résultats de la lecture des dispositifs et de l'inventaire des végétations sont exposés dans la partie « Résultats et états de référence » (§ 5.2.2) par site. Les cartes de localisation des dispositifs de suivi sur les sites, ainsi que la liste des taxons observés sur chacun d'eux, sont présentées en Annexe 19.



Site de suivi des communautés végétales de landes humides

Fig. 99. Situation géographique des sites de suivi de communautés végétales de landes humides.

• Définition et positionnement des points d'échantillonnage

Le suivi des landes humides en lien avec les évolutions climatiques reprend les mêmes principes d'échantillonnage que pour l'évaluation de l'état de conservation dans le cadre du suivi des HIC pour Natura 2000 (GEHU & GEHU-FRACK, 1973 ; LAFON & LE FOULER, 2014).

Pour ces milieux topographiquement homogènes, un système d'échelles emboîtées est utilisé car permettant des analyses complémentaires et une vision représentative du site d'un point de vue floristique et dynamique :

- échelle du site ;
- échelle du complexe landicole par un quadrat paysager de 25 m de côté ;
- échelle de la communauté végétale par un quadrat de fréquence de 7 m de côté.

Les données à l'échelle du site peuvent être obtenues via photographies aériennes (couleurs normales et infra-rouge) et ne nécessitent pas d'instrumentalisation sur le site.

La surface de 625 m² du quadrat paysager semble être le meilleur compromis pour apprécier la mosaïque des communautés végétales sans pour autant être trop grande et empêcher l'observateur d'avoir une vision complète de la zone.

Le positionnement du quadrat paysager est défini après visite des sites et identification des zones où l'habitat de lande humide est bien représenté et estimé en bon état de conservation. Il est placé de sorte à avoir un aperçu des végétations en dynamique et en contact avec les landes. Son géoréférencement est déterminé sur le terrain avec un GPS submétrique par les coordonnées de ses 4 sommets. Le temps de la lecture, le quadrat est matérialisé par des piquets temporaires aux 4 sommets et reliés par une rubalise ou un décamètre.

L'aire minimale pour l'étude des landes basses (inférieures à 1 m) étant estimée entre de 30 et 100 m² (BOUZILLE, 2007 ; ROYER, 2009), la surface de 49 m² du quadrat de fréquence apparaît adéquate étant donné l'utilisation complémentaire du quadrat paysager.

Le positionnement de ce quadrat se fait à l'intérieur du quadrat paysager dans une zone où la communauté de lande est bien exprimée. Pour simplifier et limiter les erreurs lors de prochaines lectures, le quadrat est orienté au nord. Son géoréférencement est déterminé sur le terrain par les coordonnées de ses 4 sommets. Dans l'objectif d'un suivi à moyen/long terme (plusieurs décennies) et afin d'assurer la relocalisation précise et la pérennité du dispositif, le quadrat de fréquence est délimité à ses sommets par 4 tiges métalliques (acier ou inox) enterrées et affleurant à la surface du sol. Un détecteur de champs magnétiques est nécessaire pour retrouver la position des tiges. Lorsque cela est possible, des mesures de distances et de cap à la boussole sont notées par rapport à des repères fixes qui ne risquent pas de bouger avant la prochaine lecture. Le temps de la lecture, le quadrat est matérialisé par des piquets temporaires aux 4 sommets et reliés par une corde graduée ou un décamètre.

La durée de mise en place et de relocalisation des quadrats sur un site est estimée autour de 30 minutes. La durée de lecture des 2 types de quadrat n'est pas limitée et peut être estimée autour de 3h.

Les caractéristiques de l'ensemble des dispositifs mis en place sur les sites de landes humides sont présentées ci-après (Tab. L). Ce tableau synthétise, par site, le code du suivi utilisé, les types de



quadrats, leur surface respective et leurs coordonnées GPS au format WGS 84. Pour les deux types de quadrats, les coordonnées présentées correspondent aux 4 sommets théoriquement dans cet ordre : nord-ouest / nord-est / sud-est / sud-ouest.

Tab. L. Caractéristiques des dispositifs de suivi de landes humides par site.

Dép.	Dénomination sites	Code suivi flore	Type dispositif	Surface (en m ²)	Longitude	Latitude
33	Aerodrome Bordeaux-Léognan	20170804-KR01Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
33	Aerodrome Bordeaux-Léognan	20170804-KR01Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
33	Aerodrome Bordeaux-Léognan	20170804-KR01Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
33	Aerodrome Bordeaux-Léognan	20170804-KR01Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
33	Aerodrome Bordeaux-Léognan	20170804-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
33	Aerodrome Bordeaux-Léognan	20170804-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
33	Aerodrome Bordeaux-Léognan	20170804-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
33	Aerodrome Bordeaux-Léognan	20170804-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
33	Camp de Souge	20140812-Q01	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
33	Camp de Souge	20140812-Q01	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
33	Camp de Souge	20140812-Q01	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
33	Camp de Souge	20140812-Q01	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
33	Camp de Souge	20140812-Q01	Quadrat paysager	625	██████	██████
33	Camp de Souge	20140812-Q01	Quadrat paysager	625	██████	██████
33	Camp de Souge	20140812-Q01	Quadrat paysager	625	██████	██████
33	Camp de Souge	20140812-Q01	Quadrat paysager	625	██████	██████
64	Elorimendi	20170823-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
64	Elorimendi	20170823-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
64	Elorimendi	20170823-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
64	Elorimendi	20170823-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
64	Elorimendi	20170823-KR01Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
64	Elorimendi	20170823-KR01Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
64	Elorimendi	20170823-KR01Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
64	Elorimendi	20170823-KR01Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
33	Lande de Brousteyrot	20170803-KR01Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
33	Lande de Brousteyrot	20170803-KR01Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
33	Lande de Brousteyrot	20170803-KR01Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
33	Lande de Brousteyrot	20170803-KR01Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
33	Lande de Brousteyrot	20170803-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
33	Lande de Brousteyrot	20170803-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
33	Lande de Brousteyrot	20170803-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
33	Lande de Brousteyrot	20170803-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
19	Lande de Chabennes	20171004-MM02Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
19	Lande de Chabennes	20171004-MM02Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
19	Lande de Chabennes	20171004-MM02Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████



Dép.	Dénomination sites	Code suivi flore	Type dispositif	Surface (en m ²)	Longitude	Latitude
19	Lande de Chabennes	20171004-MM02Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
40	Lande de Craste Neuve	20170814-KR01Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
40	Lande de Craste Neuve	20170814-KR01Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
40	Lande de Craste Neuve	20170814-KR01Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
40	Lande de Craste Neuve	20170814-KR01Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
40	Lande de Craste Neuve	20170814-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
40	Lande de Craste Neuve	20170814-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
40	Lande de Craste Neuve	20170814-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
40	Lande de Craste Neuve	20170814-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
33	Lande de Lafarge	20170817-KR01Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
33	Lande de Lafarge	20170817-KR01Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
33	Lande de Lafarge	20170817-KR01Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
33	Lande de Lafarge	20170817-KR01Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
33	Lande de Lafarge	20170817-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
33	Lande de Lafarge	20170817-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
33	Lande de Lafarge	20170817-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
33	Lande de Lafarge	20170817-KR01Q	Quadrat paysager	625	██████	██████
40	Lande du Pont Neuf	20170915-KR01Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
40	Lande du Pont Neuf	20170915-KR01Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
40	Lande du Pont Neuf	20170915-KR01Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
40	Lande du Pont Neuf	20170915-KR01Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
40	Lande du Pont Neuf	20170915-KR02Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
40	Lande du Pont Neuf	20170915-KR02Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
40	Lande du Pont Neuf	20170915-KR02Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
40	Lande du Pont Neuf	20170915-KR02Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
64	Vallon du Clamonde	20170809-KR01Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
64	Vallon du Clamonde	20170809-KR01Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
64	Vallon du Clamonde	20170809-KR01Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████
64	Vallon du Clamonde	20170809-KR01Q	Quadrat de fréquence	49	██████	██████

• Méthodes de relevés et détermination des espèces et des communautés végétales

Le protocole de suivi des landes humides et tourbières dépend de l'échelle spatiale considérée et du type de dispositif en place.

A l'échelle du quadrat paysager (Fig. 100), le but est de suivre l'évolution du complexe landicole et la dynamique de végétation. Pour mener ce travail, la phytosociologie sigmatiste est retenue car basée sur une démarche rigoureuse et éprouvée. La démarche de réalisation de relevés phytosociologiques est explicitée plus haut.

D'autre part, la phytosociologie paysagère ou symphytosociologie est utilisée afin de lister et proportionner les différentes communautés au sein du quadrat (DELBOSC, 2015). Cette démarche est détaillée plus haut.

En plus, des photos avec des prises de vue en grand angle depuis les quatre coins du quadrat, figurant eux-mêmes sur l'image, doivent être réalisées afin de conserver une vision physiognomique du site et des communautés végétales, et aider dans l'interprétation des données.

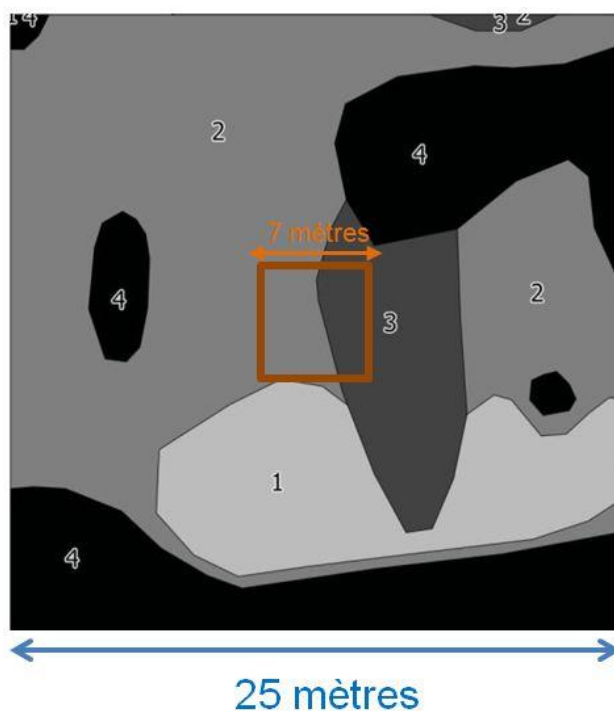


Fig. 100. Schéma de l'organisation spatiale des communautés végétales au sein d'un quadrat paysager de landes humides.

A l'échelle du quadrat de fréquence de lande (7 m de côté), le but est de suivre l'évolution de la structure et de la composition floristique de la communauté à un niveau fin de précision. Pour cela, le quadrat de fréquence est subdivisé en 9 quadrats élémentaires de 1 m de côté (Fig. 101). Un relevé exhaustif de la flore est réalisé en présence/absence au sein de chacun des quadrats élémentaires avec notation de la hauteur moyenne et du recouvrement des différentes strates présentes. En plus, un relevé complémentaire est réalisé, également en présence/absence, à l'échelle du quadrat de fréquence pour noter les espèces non contactées dans les 9 quadrats élémentaires. Cette méthode présente l'avantage de pouvoir s'abstenir d'une estimation des coefficients de recouvrement, une variable sujette au biais d'interprétation des données engendré par la diversité des observateurs et empêchant la détection de changements subtils dans la composition floristique du tapis végétal étudié (ALARD, 2001 ; LAFON & LE FOULER, 2014).

En plus, des photos avec des prises de vue en grand angle depuis les quatre sommets et les 4 côtés du quadrat, pendant que les dispositifs de lecture sont en place, doivent être réalisées afin de conserver une vision physiognomique de la zone suivie, et aider dans la relocalisation des dispositifs.

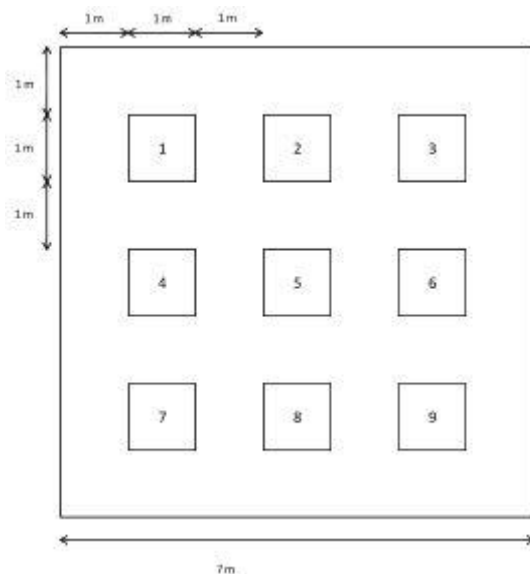


Fig. 101. Schéma d'organisation des quadrats élémentaires au sein du quadrat de fréquence de landes humides.

La détermination des espèces végétales non-identifiées peut s'effectuer directement sur le terrain à l'aide d'une flore et d'une loupe (x10 minimum). Dans le cas de critères délicats à appréhender *in situ* (ex : Sphaignes), l'identification se fera ultérieurement en laboratoire, avec un matériel adéquat (loupe binoculaire, microscope etc.), sur des échantillons prélevés hors de la zone d'étude. Concernant les espèces rares ou protégées, la détermination devra se faire autant que possible sur photos ou *in situ* sans prélèvement.

Pour l'étude des landes humides et tourbeuses, le champ d'investigation taxonomique concerne les spermatophytes et ptéridophytes mais aussi les sphaignes, les autres bryophytes et lichens sont exclus car trop complexes à appréhender. Le référentiel taxonomique suivi est la version la plus récente de TaxRef (actuellement version 9, (GARGOMINY *et al.*, 2015)). Les flores utilisées sont diverses : Flora Gallica (TISON *et al.*, 2014a), Flore de Dordogne (BEDE *et al.*, 2014), Flore du Pays Basque et des régions limitrophes (AIZPURU *et al.*, 1999), Flore descriptive et illustrée de la France, de la Corse et des contrées limitrophes (Tomes 1 à 3) (COSTE, 1901; COSTE & FLAHAULT, 1903; COSTE & FLAHAULT, 1906), Les fougères et plantes alliées de France et d'Europe occidentale (PRELLI & BOUDRIE, 2001), Handbook of European Sphagna (DANIELS & EDDY, 1990) et Mosses and liverworts of Britain and Ireland (ATHERTON *et al.*, 2010).

Le référentiel syntaxonomique des végétations utilisé est celui du CBNSA, version du 19/09/2017 (LAFON *et al.*, 2017). Afin de maintenir de la clarté dans la lecture, les autorités des syntaxons cités ne seront notées que lors de la première mention (ex : *Agrostion curtisii* Foucault B. 1986 puis *Agrostion curtisii*).



Pour la mise en place et la lecture d'une placette de landes, le matériel requis est le suivant :

- tiges en métal (acier ou inox) pour quadrats de fréquence ;
- appareil GPS (GPS submétrique si possible) ;
- piquets fins en bois (8 minimum) ;
- corde tressée ou rubalise (60m minimum) ;
- détecteur de champs magnétiques ;
- marteau ;
- quadrat en bois ou PVC (1m de côté) ;
- décamètre(s) (50m) ;
- boussole ;
- appareil photo

• Période optimale de suivi

Les landes humides et tourbeuses de la région connaissent leur optimum phénologique entre début juillet et mi-septembre ; c'est-à-dire la période durant laquelle la majorité du cortège floristique est au stade de floraison. Afin de noter et pouvoir identifier le maximum d'espèces, les inventaires et suivis doivent s'effectuer durant cette période comme l'atteste divers travaux sur ces milieux (VANDEN BERGHEM, 1969 ; GEHU & GEHU-FRACK, 1973 ; LAFON & LE FOULER, 2014). En 2017, les dates de suivis se sont ainsi étalées entre le 9 août et le 5 octobre.

• Nombre de campagne de relevés

Une seule campagne de relevés est réalisée pour chaque année de suivi. En effet, la quasi-totalité du cortège floristique étant observable dans le cas d'une lecture pendant la période phénologique optimale, la réalisation de plusieurs campagnes n'offre qu'un intérêt limité.

Ces végétations étant assez stables sans perturbations anthropiques mais pouvant être relativement dynamiques dans le cas d'un changement de conditions de gestion ou de régime hydrique, le délai entre chaque campagne de suivis est fixé à 3 ans soit 2017 et 2020. En fonction des premières analyses et retours d'expérience, ce délai pourra être rehaussé. En effet, les impacts du changement climatique sur cet habitat intervenant à une échelle de temps bien plus large, des suivis trop rapprochés ont peu d'intérêt.

• Fiche de relevés

Pour le suivi de ces communautés, la fiche de relevés (Annexe 20) compile les informations suivantes :

- métadonnées et informations générales ;
- pressions et menaces ;
- variables descriptives (maturité, espèces sociales, tourbe) ;
- géolocalisation des dispositifs ;
- quadrat de fréquence ;
- quadrat paysager.



5.2.2 Résultats et états de référence des sites

En ce qui concerne le volet flore et végétations des suivis de landes humides, l'objectif de l'année 2017 était d'établir un état de référence sur la structure, la composition floristique et la dynamique des communautés végétales pour chaque site. Le travail s'est donc porté sur :

- la mise en place et au géoréférencement des dispositifs de suivi ;
- le test des protocoles sur le terrain ;
- une première lecture standardisée ;
- l'inventaire floristique des sites ;
- l'inventaire des végétations des sites.

Cet état de référence est particulièrement important car il permettra des comparaisons dans le temps des paramètres relevés de façon standardisée entre les différentes années de suivi et en lien avec les variables climatiques locales.

Les résultats de la lecture 2017 et de l'inventaire des végétations sont exposés ci-dessous par site (Tab. LI à Tab. LX).

Le rattachement des communautés végétales identifiées sur chaque site est réalisé au niveau syntaxonomique de l'alliance végétale si possible. Un rattachement plus précis à des associations végétales existantes nécessitant une analyse plus fine des relevés effectués, il sera précisé ultérieurement (rapport 2019 ou 2020).

Les cartes de localisation des dispositifs de suivi sur les sites ainsi que la liste des taxons observés sont présentées en Annexe 19 et Annexe 21.



• Aéroport Bordeaux-Mérignac

Végétations observées sur le site :

- Groupement relevant de l'*Ulici minoris* - *Ericenion ciliaris*, les landes hygrophiles à mésohygrophiles atlantiques. Il se présente sous 2 faciès, l'un à strate chaméphytique pionnière et peu dense, peu fragmenté, occupant environ 40% de la surface du quadrat paysager ; l'autre à chaméphytes plus denses, en fragments plus ou moins étendus, occupe environ 25% du quadrat paysager.
- Groupement relevant du *Juncion acutiflori* Braun-Blanq. in Braun-Blanq. & Tüxen 1952, les prairies humides oligotrophiles. Il prend la forme d'une moliniaie plus ou moins dense piquetée de chaméphytes, éclatée en fragments plus ou moins étendus, occupant 35% du quadrat paysager.
- Groupement relevant du *Frangulo alni* - *Pyrion cordatae* M. Herrera, Fern. Prieto & Loidi 1991, les fourrés mésohygrophiles oligotrophiles thermo-atlantiques. Ce groupement est absent du quadrat paysager mais occupe une surface non négligeable sur le site. Il prend la forme de bosquets plus ou moins denses de quelques mètres carrés.

Tab. LI. Résultats de la lecture 2017 du quadrat de fréquence (Aéroport Bordeaux-Mérignac).

Site : Aéroport										
Code suivi : 20170804-KR01Q										
Date : 04/08/2017										
Lecteur(s) : Kévin ROMEYER (CBNSA)										
Description : Prés paratourbeux (<i>Juncion acutiflori</i>) fermé par la Molinie en mosaïque avec lande mésohygrophile (<i>Ulici - Ericenion ciliaris</i>) mal structurée										
Numéro du quadrat	1	2	3	4	5	6	7	8	9	QF
Sol nu (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Litière (%)	15	20	20	15	20	20	25	20	-	
Strate herbacée %	75	70	85	75	75	60	70	70	75	
Strate herbacée h (cm)	20	25	25	20	25	30	30	30	30	
Strate chaméphytique %	35	45	25	35	35	50	30	40	35	
Strate chaméphytique h (cm)	25	30	35	25	30	40	40	40	40	
Strate arbustive basse %	-	-	-	-	-	-	5	5	10	
Strate arbustive basse h (cm)	-	-	-	-	-	-	65	90	90	
Strate sphagnicole %	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Strate sphagnicole h (cm)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Strate bryophytique non sphagnicole %	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Strate lichénique %	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Taxons	Fréquence relative	Fréquence	Absence / Présence							
Taxons typiques des landes	0,50									
<i>Ulex minor</i> Roth, 1797	1,00		X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Erica tetralix</i> L., 1753	0,89		X	X	X	X	X	X	X	
<i>Erica ciliaris</i> Loeffl. ex L., 1753	0,78		X	X		X	X	X	X	
<i>Erica x watsonii</i> Benth., 1839	0,44				X	X				
Taxons typiques des prairies humides oligotrophiles	0,30									
<i>Molinia caerulea</i> subsp. <i>caerulea</i> (L.) Moench, 1794	1,00		X	X	X	X	X	X	X	
<i>Schoenus nigricans</i> L., 1753	0,78		X	X	X		X	X	X	
<i>Scorzonera humilis</i> L., 1753	0,11					X				
<i>Potentilla erecta</i> (L.) Rausch., 1797	0,00									X
<i>Cirsium dissectum</i> (L.) Hill, 1768	0,00									X
Taxons typiques des pelouses oligotrophiles	0,02									
<i>Polygala serpyllifolia</i> Hoss, 1797	0,11				X					
Taxons typiques des fourrés et forêts	0,18									
<i>Erica scoparia</i> L., 1753	0,67		X		X		X	X	X	X
<i>Frangula dodonei</i> Ard., 1766	0,33			X	X		X			
<i>Pinus pinaster</i> Aiton, 1789 (juvénile)	0,11									X



• Camp de souge

Végétations observées sur le site :

- Groupement relevant de l'*Ulici minoris* – *Ericenion ciliaris*, les landes hygrophiles à mésohygrophiles atlantiques. Il prend la forme de patchs dispersés dominés par les chaméphytes et occupe une surface réduite de l'ordre de 10 à 20% du quadrat paysager. Ce groupement présente un fort lien dynamique avec le suivant duquel il semble issu, rendant son individualisation délicate.
- Groupement relevant du *Juncion acutiflori*, les prairies humides oligotrophiles. Il prend la forme d'une moliniaie assez dense piquetée de chaméphytes, peu fragmentée, occupant environ 65% du quadrat paysager.
- Groupement relevant du *Frangulo alni* – *Pyrion cordatae*, les fourrés mésohygrophiles oligotrophiles thermo-atlantiques. Ce groupement prend la forme de bosquets plus ou moins denses et fragmentés, et occupe environ 20% du quadrat paysager.

Tab. LII. Résultats de la lecture 2017 du quadrat de fréquence (Camp de Souge).

Site : Camp de Souge											
Code suivi : 20140812-PLQ01											
Date : 16/08/2017											
Lecteur(s) : Kévin ROMEYER (CBNSA)											
Description : Lande mésohygrophile (<i>Ulici - Ericenion ciliaris</i>) mal structurée en mosaïque avec prés paratourbeux (<i>Juncion acutiflori</i>)											
Numéro du quadrat	1	2	3	4	5	6	7	8	9	QF	
Sol nu (%)	-	-	5	-	-	-	-	-	-		
Litière (%)	25	20	15	15	30	20	20	20	30		
Strate herbacée %	50	75	65	55	40	45	55	50	60		
Strate herbacée h (cm)	25	20	25	20	20	20	20	20	25		
Strate chaméphytique %	35	30	35	55	40	40	55	50	45		
Strate chaméphytique h (cm)	30	20	25	25	25	25	20	25	30		
Strate arbustive basse %	20	-	10	-	25	15	-	-	-		
Strate arbustive basse h (cm)	120	-	100	-	100	120	-	-	-		
Strate sphagnicole %	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Strate sphagnicole h (cm)	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Strate bryophytique non sphagnicole %	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Strate lichénique %	-	-	-	10	-	-	-	-	-		
Taxons	Fréquence relative	Fréquence	Pourcentage de recouvrement (%)								
Taxons typiques des landes	0,47										
Erica tetralix L., 1753	1,00		15	15	20	15	15	20	35	15	20
Erica ciliaris Loefl. ex L., 1753	1,00		25	10	15	15	20	10	5	20	15
Ulex minor Roth, 1797	0,89			10	5	10	5	5	5	15	15
Erica x watsonii Benth., 1839	0,78				5	5	1	5	5	10	5
Calluna vulgaris (L.) Hull, 1808	0,22					20			10		
Taxons typiques des prairies humides oligotrophiles	0,44										
Molinia caerulea subsp. caerulea (L.) Moench, 1794	1,00		40	60	55	50	35	40	45	45	55
Schoenus nigricans L., 1753	1,00		5	5	10	5	5	5	10	5	10
Scorzonera humilis L., 1753	1,00		5	5	5	1	1	5	10	1	5
Potentilla erecta (L.) Rausch., 1797	0,56		1	1				1	1		1
Gentiana pneumonanthe L., 1753	0,11				1						
Taxons typiques des fourrés et forêts	0,09										
Erica scoparia L., 1753	0,67		20		10	5	25	20			5
Frangula dodonei Ard., 1766	0,11		1								



• Elorimendi

Végétations observées sur le site :

- Groupement relevant de l'*Ulici minoris* – *Ericenion ciliaris*, les landes hygrophiles à mésohygrophiles atlantiques. Il se présente sous 2 faciès, l'un plutôt sec et fragmenté, occupant environ 25% du quadrat paysager exclusivement sur le haut du versant ; l'autre nettement mésohygrophile peu fragmenté et étendu, en mosaïque dynamique avec le groupement suivant. Il prend la forme d'une lande basse riche en taxons graminoides, occupant environ 40% du quadrat paysager.
- Groupement qui relèverait de l'*Agrostion curtisii* B. Foucault 1986, les pelouses acidiphiles thermo-atlantiques. Il est assez mal exprimé car fortement introgressé par la lande et se présente en fragments réduits, occupant environ 20% du quadrat paysager.
- Groupement relevant du *Frangulo alni* – *Pyrion cordatae*, les fourrés mésohygrophiles oligotrophiles thermo-atlantiques. Ce groupement est pionnier et fragmentaire, avec seulement quelques îlots d'arbustes isolés, et occupe moins de 5% du quadrat paysager.
- Groupement basal pouvant relever du *Conopodio majoris* – *Teucrium scorodoniae* Julve ex Boulet & Rameau in Bardat et al., 2004, les ourlets acidiphiles atlantiques. Il se retrouve surtout en lisière forestière et prend la forme d'une Ptéridaie assez dense, certainement liée à l'absence de gestion, et occupant environ 10% du quadrat paysager

Tab. LIII. Résultats de la lecture 2017 du quadrat de fréquence (Elorimendi).

Site : Mouguerre Code suivi : 20170823-KR01Q Date : 23/08/2017 Lecteur(s) : Kévin ROMEYER (CBNSA) Description : Lande mésohygrophile (<i>Ulici - Ericenion ciliaris</i>) mal structurée en mosaïque avec pelouse mésohygrophile (<i>Agrostion curtisii</i> ?)											
Numéro du quadrat	1	2	3	4	5	6	7	8	9	QF	
Sol nu (%)	2	1	1	2	10	2	1	1	2		
Litière (%)	5	5	5	5	5	5	5	10	10		
Strate herbacée %	80	85	75	70	65	75	60	75	80		
Strate herbacée h (cm)	10	10	12	12	15	12	15	12	15		
Strate chaméphytique %	30	35	45	55	45	50	60	45	30		
Strate chaméphytique h (cm)	15	15	18	18	20	15	20	15	15		
Strate arbustive basse %	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Strate arbustive basse h (cm)	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Strate sphagnicole %	60	10	15	5	-	2	10	-	-		
Strate sphagnicole h (cm)	2	1	1	1	-	1	1	-	-		
Strate bryophytique non sphagnicole %	10	5	10	20	15	10	5	5	3		
Strate lichénique %	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Taxons	Fréquence relative	Fréquence	Pourcentage de recouvrement (%)								
Taxons typiques des landes	0,35										
<i>Erica ciliaris</i> Loeffl. ex L., 1753	1,00	1,00	18	20	25	40	35	30	40	30	20
<i>Ulex gallii</i> Planch., 1849	1,00	1,00	15	15	20	20	15	25	10	15	15
<i>Erica cinerea</i> L., 1753	0,78	0,78	3	5	5	5	3	10	5		
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull, 1808	0,78	0,78	3	1	5	5		3	5	5	
<i>Erica vagans</i> L., 1770	0,33	0,33	3	5		1					
Taxons typiques des prairies humides oligotrophiles	0,41										
<i>Molinia caerulea</i> subsp. <i>caerulea</i> (L.) Moench, 1794	1,00	1,00	25	30	20	15	20	15	20	20	20
<i>Gentiana pneumonanthe</i> L., 1753	1,00	1,00	1	1	1	1	1	1	1	1	2
<i>Scorzonera humilis</i> L., 1753	1,00	1,00	1	3	1	0	3	5	5	3	3
<i>Carex</i> cf. <i>panicea</i> L., 1753	0,89	0,89	3	5	5	3	3	3		3	3
<i>Dactylorhiza</i> cf. <i>fuchsii</i> (Druce) Soó, 1962	0,44	0,44	1	1		1				1	
<i>Potentilla erecta</i> (L.) Rausch., 1797	0,11	0,11			1						
<i>Serratula tinctoria</i> L., 1753	0,11	0,11							1		
Taxons typiques des pelouses oligotrophiles	0,09										
<i>Agrostis curtisii</i> Kerguelen, 1976	1,00	1,00	60	65	60	55	50	60	50	60	60
Taxons typiques des ourlets acidiphiles	0,09										
<i>Pseudarrhenatherum longifolium</i> (Thore) Rouy, 1922	1,00	1,00	15	10	20	25	25	25	20	20	25
Taxons typiques des fourrés et forêts	0,00										
<i>Quercus pyrenaica</i> Willd., 1805	0,00	0,00									2
Sphaignes	0,06										
<i>Sphagnum</i> L.	0,67	0,67	60	10	15	5		2	10		

• Lande de Brousteyrot

Végétations observées sur le site :

- Groupement relevant de l'*Ulici minoris* – *Ericenion ciliaris*, les landes hygrophiles à mésohygrophiles atlantiques. Il se présente sous 2 faciès, l'un plutôt sec à *Pteridium aquilinum* et *Calluna vulgaris*, peu fragmenté et occupant environ 25% de la surface du quadrat paysager ; l'autre plus hygrophile, peu fragmenté également, occupe environ 30% du quadrat paysager.
- Groupement relevant du *Juncion acutiflori*, les prairies humides oligotrophiles. Il prend la forme d'une moliniaie assez dense piquetée de chaméphytes, peu fragmentée et assez étendue, occupant 35% du quadrat paysager.
- Groupement relevant du *Frangulo alni* – *Pyrion cordatae*, les fourrés mésohygrophiles oligotrophiles thermo-atlantiques. Ce groupement prend la forme de bosquets plus ou moins denses et fragmentés, et occupe environ 10% du quadrat paysager.

Tab. LIV. Résultats de la lecture 2017 du quadrat de fréquence (Lande de Brousteyrot).

Site : Brousteyrot										
Code suivi : 20170803-KR01Q										
Date : 03/08/2017										
Lecteur(s) : Kévin ROMEYER (CBNSA)										
Description : Lande mésohygrophile (<i>Ulici - Ericenion ciliaris</i>) plus ou moins dense en mosaïque avec prés paratourbeux (<i>Juncion acutiflori</i>)										
Numéro du quadrat	1	2	3	4	5	6	7	8	9	QF
Sol nu (%)	5	-	3	15	-	3	10	5	5	
Litière (%)	10	10	15	20	15	20	20	20	15	
Strate herbacée %	55	35	15	40	55	50	45	40	45	
Strate herbacée h (cm)	40	30	20	15	35	25	25	30	25	
Strate chaméphytique %	35	75	80	50	55	60	55	70	60	
Strate chaméphytique h (cm)	40	45	25	30	35	30	35	40	35	
Strate arbustive basse %	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Strate arbustive basse h (cm)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Strate sphagnicole %	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Strate sphagnicole h (cm)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Strate bryophytique non sphagnicole %	-	20	5	3	5	3	-	3	-	
Strate lichénique %	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Taxons	Fréquence relative	Fréquence	Absence / Présence							
Taxons typiques des landes	0,65									
<i>Erica tetralix</i> L., 1753	1,00		X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Erica ciliaris</i> Loeffl. ex L., 1753	1,00		X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull, 1808	1,00		X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Ulex minor</i> Roth, 1797	0,44					X	X		X	X
<i>Erica x watsonii</i> Benth., 1839	1,00		X	X	X	X	X	X	X	X
Taxons typiques des prairies humides oligotrophiles	0,23									
<i>Molinia caerulea</i> subsp. <i>caerulea</i> (L.) Moench, 1794	1,00		X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Potentilla erecta</i> (L.) Rausch., 1797	0,11					X				
<i>Juncus acutiflorus</i> Ehrh. ex Hoffm., 1791	0,33					X		X		X
<i>Schoenus nigricans</i> L., 1753	0,11						X			
Taxons typiques des pelouses oligotrophiles	0,02									
<i>Polygala serpyllifolia</i> Hose, 1797	0,11							X		
Taxons typiques des ourlets acidiphiles	0,10									
<i>Pseudarrhenatherum longifolium</i> (Thore) Rouy, 1922	0,33				X	X		X		
<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn, 1879	0,33		X	X						X
Taxons typiques des fourrés et forêts	0,02									
<i>Frangula dodonei</i> Ard., 1766	0,11		X							



• Lande de Chabennes

Végétations observées sur le site :

- Groupement relevant de l'*Ulicenion minoris* Géhu & Botineau in Bardat et al., 2004, soit les landes mésophiles atlantiques. Il est peu fragmenté et étendu sur le site. Le quadrat de fréquence est disposé au sein de ce groupement.

Les autres groupements en contact dynamique ou topographique n'ont pas été identifiés.

Tab. LV. Résultats de la lecture 2017 du quadrat de fréquence (Lande de Chabennes).

Site : Chabennes											
Code suivi : 20171004-MM02Q											
Date : 15/09/2017											
Lecteur(s) : Mickael MADY (CBNMC), Kévin ROMEYER (CBNSA)											
Description : Lande mésophile psychrophile atlantique (<i>Ulicenion minoris</i>) mature											
Numéro du quadrat	1	2	3	4	5	6	7	8	9	QF	
Sol nu (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Litière (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Strate herbacée %	2	5	2	5	5	1	10	2	2		
Strate herbacée h (cm)	5	5	5	10	10	5	15	10	5		
Strate chaméphytique %	98	98	95	95	90	95	90	80	98		
Strate chaméphytique h (cm)	40	50	50	50	50	50	50	50	50		
Strate arbustive basse %	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Strate arbustive basse h (cm)	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Strate sphagnicole %	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Strate sphagnicole h (cm)	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Strate bryophytique non sphagnicole %	100	100	100	100	100	100	100	100	100		
Strate lichénique %	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Taxons	Fréquence relative	Fréquence	Pourcentage de recouvrement (%)								
Taxons typiques des landes	0,35										
Calluna vulgaris (L.) Hull, 1808		1,00	90	98	95	95	90	95	95	80	98
Ulex minor Roth, 1797		0,00									2
Genista pilosa L., 1753		0,00									1
Taxons typiques des pelouses oligotrophiles	0,04										
Galium saxatile L., 1753		0,11	1								
Taxons typiques des ourlets acidiphiles	0,38										
Avenella flexuosa (L.) Drejer, 1838		0,67	1		1	1			1	1	
Lycopodium clavatum L., 1753		0,44			3	3		10	1		
Taxons typiques des prairies humides oligotrophiles	0,23										
Potentilla erecta (L.) Rausch., 1797		0,67		5	1	1	1	1		1	
Molinia caerulea subsp. caerulea (L.) Moench, 1794		0,00								1	
Taxons typiques des fourrés et forêts	0,00										
Frangula dodonei Ard., 1766		0,00								1	



• Lande de Craste neuve

Végétations observées sur le site :

- Groupement relevant de l'*Ulici minoris* – *Ericenion ciliaris*, les landes hygrophiles à mésohygrophiles atlantiques. Il se présente sous 2 faciès, l'un à strate chaméphytique pionnière et peu dense, plus ou moins fragmenté, occupant environ 15% de la surface du quadrat paysager ; l'autre à strate chaméphytique plus dense, en fragments plus ou moins étendus, occupe environ 40% du quadrat paysager.
- Groupement difficilement rattachable, à l'interface entre le *Juncion acutiflori*, prairies humides oligotrophiles, et l'*Hydrocotylo vulgaris* – *Schoenion nigricantis*, bas-marais atlantiques. Il prend la forme d'une moliniaie assez dense piquetée de chaméphytes, assez fragmentée, occupant 20% du quadrat paysager.
- Groupement relevant de l'*Osmundo regalis* – *Myricion gale* Julve ex B. Foucault & J.-M. Royer 2015, les fourrés hygrophiles oligotrophiles thermo-atlantiques. Ce groupement prend la forme de bosquets plus ou moins denses et fragmentés, et occupe environ 25% du quadrat paysager.

Tab. LVI. Résultats de la lecture 2017 du quadrat de fréquence (Lande de Craste Neuve).

Site : Craste Neuve										
Code suivi : 20170814-KR01Q										
Date : 14/08/2017										
Lecteur(s) : Kévin ROMEYER (CBNSA)										
Description : Lande hygrophile (<i>Ulici - Ericenion ciliaris</i>) plus ou moins dense en mosaïque avec prés paratourbeux (<i>Juncion acutiflori</i>)										
Numéro du quadrat	1	2	3	4	5	6	7	8	9	QF
Sol nu (%)	5	-	-	5	5	5	-	5	10	
Litière (%)	10	15	10	10	15	10	10	10	10	
Strate herbacée %	25	35	40	35	45	40	35	40	30	
Strate herbacée h (cm)	20	30	25	20	20	25	25	20	20	
Strate chaméphytique %	60	70	65	60	50	70	80	65	75	
Strate chaméphytique h (cm)	25	40	30	40	30	50	45	30	30	
Strate arbustive basse %	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Strate arbustive basse h (cm)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Strate sphagnicole %	40	5	-	-	40	-	-	5	-	
Strate sphagnicole h (cm)	5	3	-	-	5	-	-	3	-	
Strate bryophytique non sphagnicole %	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Strate lichénique %	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Taxons	Fréquence relative	Fréquence	Pourcentage de recouvrement (%)							
Taxons typiques des landes	0,23									
Erica tetralix L., 1753	1,00	50	60	60	50	45	50	65	60	70
Genista anglica L., 1753	0,44				10		20	5	5	
Taxons typiques des prairies humides oligotrophiles	0,33									
Molinia caerulea subsp. caerulea (L.) Moench, 1794	1,00	25	35	40	35	30	30	35	30	25
Eleocharis multicaulis (Sm.) Desv., 1818	0,56				1	5	1		5	5
Cirsium dissectum (L.) Hill, 1768	0,22					10				1
Hydrocotyle vulgaris L., 1753	0,22					5	5			
Lycopus europaeus L., 1753	0,11			1						
Potentilla erecta (L.) Rausch., 1797	0,00									1
Caropsis verticillato-inundata (Thore) Rauschert, 1982	0,00									1
Taxons typiques des bas-marais oligotrophiles	0,04									
Rhynchospora fusca (L.) W.T.Aiton, 1810	0,22					1			1	
Taxons typiques des pelouses oligotrophiles	0,11									
Danthonia decumbens (L.) DC., 1805	0,67				5	5	5	5	1	5
Taxons typiques des ourlets acidiphiles	0,04									
Lonicera periclymenum L., 1753	0,22				5			1		
Taxons typiques des fourrés et forêts	0,19									
Myrica gale L., 1753	0,78	10	15	5		5	15	20		5
Frangula dodonei Ard., 1766	0,22			5				5		
Erica scoparia L., 1753	0,11					5				
Rubus L., 1753	0,11				1					
Sphaignes	0,07									
Sphagnum L.	0,44	40	5			40			5	



• Lande de Lafarge

Végétations observées sur le site :

- Groupement relevant de l'*Ulici minoris* – *Ericenion ciliaris*, les landes hygrophiles à mésohygrophiles atlantiques. Il se présente sous 2 faciès, l'un plutôt sec à *Erica cinerea*, assez fragmenté et occupant environ 15% de la surface du quadrat paysager ; l'autre plus hygrophile, plus ou moins fragmenté, occupe environ 25% du quadrat paysager.
- Groupement relevant du *Juncion acutiflori*, les prairies humides oligotrophiles. Il prend la forme d'une moliniaie assez dense piquetée de chaméphytes, peu fragmentée et assez étendue, occupant 40% du quadrat paysager.
- Groupement relevant du *Frangulo alni* – *Pyrion cordatae*, les fourrés mésohygrophiles oligotrophiles thermo-atlantiques. Ce groupement prend la forme de bosquets plus ou moins denses et fragmentés, et occupe environ 20% du quadrat paysager.

Tab. LVII. Résultats de la lecture 2017 du quadrat de fréquence (Lande de Lafarge).

Site : Lafarge										
Code suivi : 20170817-KR01Q										
Date : 17/08/2017										
Lecteur(s) : Kévin ROMEYER (CBNSA)										
Description : Prés paratourbeux (<i>Juncion acutiflori</i>) fermé par la Molinia avec patches de lande mésohygrophile (<i>Ulici - Ericenion ciliaris</i>) mal structurée										
Numéro du quadrat	1	2	3	4	5	6	7	8	9	QF
Sol nu (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Litière (%)	30	30	30	35	35	25	20	25	-	
Strate herbacée %	75	75	80	80	80	85	80	80	85	
Strate herbacée h (cm)	25	30	30	35	35	30	30	30	30	
Strate chaméphytique %	25	35	35	25	30	10	30	5	10	
Strate chaméphytique h (cm)	30	35	35	30	40	25	35	30	30	
Strate arbustive basse %	5	30	3	-	-	-	5	15	-	
Strate arbustive basse h (cm)	80	120	100	-	-	-	120	130	-	
Strate sphagnicole %	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Strate sphagnicole h (cm)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Strate bryophytique non sphagnicole %	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Strate lichénique %	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Taxons	Fréquence relative	Fréquence	Pourcentage de recouvrement (%)							
Taxons typiques des landes	0,33									
<i>Ulex minor</i> Roth, 1797	1,00	20	25	30	20	30	10	20	1	10
<i>Erica ciliaris</i> Loeffl. ex L., 1753	0,78		10	5	5	3		10	5	3
<i>Erica tetralix</i> L., 1753	0,11		1							
<i>Erica cinerea</i> L., 1753	0,11	1								
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull, 1808	0,11						1			
Taxons typiques des prairies humides oligotrophiles	0,30									
<i>Molinia caerulea</i> subsp. <i>caerulea</i> (L.) Moench, 1794	1,00	75	70	75	70	75	80	75	75	80
<i>Agrostis canina</i> L., 1753	0,33		5	5				3		
<i>Potentilla erecta</i> (L.) Räsch., 1797	0,22	1			1					
<i>Schoenus nigricans</i> L., 1753	0,11				5					
<i>Gentiana pneumonanthe</i> L., 1753	0,11		1							
<i>Trocdaris verticillatum</i> (L.) Raf., 1840	0,11			1						
Taxons typiques des ourlets acidiphiles	0,14									
<i>Pseudarrhenatherum longifolium</i> (Thore) Rouy, 1922	0,89		3	1	10	5	5	10	5	3
Taxons typiques des fourrés et forêts	0,23									
<i>Erica scoparia</i> L., 1753	1,00	10	35	3	1	0	3	5	15	0
<i>Salix atrocinerea</i> Brot., 1804	0,22			1			1			
<i>Rubus</i> L., 1753	0,11			3						
<i>Frangula dodonei</i> Ard., 1766	0,11							1		

• Lande du Pont neuf

Végétations observées sur le site :

- Groupement relevant de *Oxycocco palustris* - *Ericion tetralicis*, les haut-marais atlantiques riches en chaméphytes. Il se présente sous forme de buttes de sphaignes plus ou moins contiguës dominées par des espèces de lande (*Erica tetralix*, *Calluna vulgaris*). Des faciès plus secs se retrouvent sur les buttes les plus hautes, appauvries en sphaignes. Ce groupement est bien exprimé et occupe la quasi-totalité du site.
- Groupement relevant du *Rhynchosporion albae*, les communautés pionnières des gouilles tourbeuses. Il s'agit d'un groupement peu dense, sur sphaignes ou tourbe dénudée engorgée qui occupe les interstices de buttes de sphaignes. Il est assez fragmentaire sur le site.

Tab. LVIII. Résultats de la lecture 2017 du quadrat de fréquence n°1 (Lande du Pont neuf).

Site : Pont neuf											
Code suivi : 20170915-KR01Q											
Date : 15/09/2017											
Lecteur(s) : Kévin ROMEYER, Isabelle CHARISSOU (CBNSA)											
Description : Lande tourbeuse (<i>Oxycocco - Ericion tetralicis</i>) bien structurée piquetée de gouilles de cicatrisation (<i>Rhynchosporion albae</i>)											
Numéro du quadrat	1	2	3	4	5	6	7	8	9	QF	
Sol nu (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	2		
Litière (%)	-	-	-	-	-	15	-	-	-		
Strate herbacée %	20	10	15	15	20	25	35	30	30		
Strate herbacée h (cm)	35	30	25	30	25	20	25	30	30		
Strate chaméphytique %	85	95	90	95	80	75	65	95	80		
Strate chaméphytique h (cm)	45	45	40	50	30	25	30	40	40		
Strate arbustive basse %	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Strate arbustive basse h (cm)	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Strate sphagnicole %	15	-	-	20	90	80	85	15	10		
Strate sphagnicole h (cm)	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Strate bryophytique non sphagnicole %	70	95	95	65	15	15	-	70	70		
Strate lichénique %	5	5	5	10	2	2	-	2	5		
Taxons	Fréquence relative	Fréquence	Pourcentage de recouvrement (%)								
Taxons typiques des landes	0,26										
Erica tetralix L., 1753	1,00		40	50	50	35	50	45	30	60	40
Calluna vulgaris (L.) Hull, 1808	1,00		50	60	55	75	45	40	45	50	50
Taxons typiques des prairies humides oligotrophiles	0,12										
Molinia caerulea subsp. caerulea (L.) Moench, 1794	0,89		15	10	12	15	10	10	20	25	
Taxons typiques des bas-marais oligotrophiles	0,19										
Eriophorum angustifolium Honck., 1782	0,89		2	2	3	3	10	5	5	5	
Rhynchospora alba (L.) Vahl, 1805	0,56				1	1	1	10	15		
Taxons typiques des fourrés et forêts	0,01										
Frangula dodonei Ard., 1766	0,11							1			
Pinus pinaster Aiton, 1789 (juvénile)	0,00										X
Sphaignes	0,16										
Sphagnum rubellum Wilson	0,67					20	90	70	20	15	10
Sphagnum tenellum (Brid.) Brid.)	0,44		15				5	10	50		
Sphagnum flexuosum Dozy & Molk.	0,11								20		
Bryophytes (hors sphaignes)	0,26										
Hypnum cupressiforme Hedw.	1,00		70	90	95	65	15	15	0	70	70
Hypnum jutlandicum	0,56		1	1	1					1	1
Odontoshisma sphagni	0,33				1	1				1	
Pleurozium schreberi (Willd. ex Brid.) Mitt.	0,11		10								



Tab. LIX. Résultats de la lecture 2017 du quadrat de fréquence n°2 (Lande du Pont neuf).

Site : Pont neuf											
Code suivi : 20170915-KR02Q											
Date : 15/09/2017											
Lecteur(s) : Kévin ROMEYER, Isabelle CHARISSOU (CBNSA)											
Description : Lande tourbeuse (<i>Oxycocco - Ericion tetralicis</i>) bien structurée piquetée de gouilles de cicatrisation (<i>Rhynchosporion albae</i>)											
Numéro du quadrat	1	2	3	4	5	6	7	8	9	QF	
Sol nu (%)	3	-	3	-	-	-	-	-	-		
Litière (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Strate herbacée %	25	20	35	45	50	40	35	55	75		
Strate herbacée h (cm)	25	25	20	25	20	25	25	25	25		
Strate chaméphytique %	75	80	75	85	70	70	75	60	40		
Strate chaméphytique h (cm)	35	30	25	30	25	30	25	25	20		
Strate arbustive basse %	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Strate arbustive basse h (cm)	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Strate sphagnicole %	80	65	80	20	40	95	90	75	100		
Strate sphagnicole h (cm)	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Strate bryophytique non sphagnicole %	15	30	10	70	60	-	2	20	-		
Strate lichenique %	2	10	-	-	5	-	2	5	-		
Taxons	Fréquence relative	Fréquence	Pourcentage de recouvrement (%)								
Taxons typiques des landes	0,22										
Erica tetralix L., 1753	1,00	1,00	35	50	45	50	35	45	60	45	40
Calluna vulgaris (L.) Hull, 1808	1,00	1,00	45	55	45	60	50	45	25	40	2
Taxons typiques des prairies humides oligotrophiles	0,11										
Molinia caerulea subsp. caerulea (L.) Moench, 1794	1,00	1,00	15	12	20	35	40	15	20	40	35
Taxons typiques des bas-marais oligotrophiles	0,30										
Eriophorum angustifolium Honck., 1782	1,00	1,00	3	7	7	5	10	5	10	15	20
Rhynchospora alba (L.) Vahl, 1805	1,00	1,00	10	2	10	2	2	30	10	5	35
Drosera rotundifolia L., 1753	0,67	0,67	2	2	2			2		2	2
Schoenus nigricans L., 1753	0,11	0,11									2
Taxons typiques des pelouses oligotrophiles	0,06										
Polygala serpyllifolia Hose, 1797	0,56	0,56	1		1	1	1			3	
Taxons typiques des fourrés et forêts	0,01										
Frangula dodonei Ard., 1766	0,11	0,11			1						
Sphaignes	0,20										
Sphagnum rubellum Wilson	1,00	1,00	40	55	60	20	40	90	90	60	55
Sphagnum magellanicum Brid.	0,67	0,67	12	7	20			5		15	5
Sphagnum tenellum (Brid.) Brid.	0,22	0,22	30								40
Bryophytes (hors sphaignes)	0,10										
Hypnum cupressiforme Hedw.	0,78	0,78	15	30	10	70	60		2	20	
Hypnum jutlandicum	0,11	0,11				1					

• Vallon du clamondé

Végétations observées sur le site :

- Groupement relevant de l'*Oxycocco palustris* – *Ericion tetralicis*, les haut-marais atlantiques riches en chaméphytes. Il se présente sous forme de petites buttes de sphaignes plus ou moins contiguës dominées par des espèces de lande (*Erica tetralix*, *Calluna vulgaris*). Ce groupement est relativement mal exprimé du fait de l'engorgement important et se développe en patchs de 15 à 30m² sur les topographies légèrement surélevées.
- Groupement relevant de l'*Hydrocotylo vulgaris* – *Schoenion nigricantis*, les bas-marais atlantiques. Il prend la forme d'une moliniaie assez dense en touradons piquetée de chaméphytes et arbustes, peu fragmentée et étendue, occupant la grande majorité du site.
- Groupement relevant du *Rhynchosporion albae*, les communautés pionnières des gouilles tourbeuses. Il s'agit d'un groupement peu dense, sur sphaignes ou tourbe dénudée



engorgée, qui occupe les interstices de buttes de sphaignes et touradons de Molinie. Il est assez fragmentaire sur le site.

- Groupement relevant de l'*Osmundo regalis* – *Myricion gale*, les fourrés hygrophiles oligotrophiles thermo-atlantiques. Ce groupement prend la forme de bosquets isolés et peu denses au cœur du site ; il devient mieux constitué sur les marges légèrement surélevées.

Tab. LX. Résultats de la lecture 2017 du quadrat de fréquence (Vallon du Clamondé).

Site : Clamondé											
Code suivi : 20170809-KR01Q											
Date : 09/08/2017											
Lecteur(s) : Kévin ROMEYER (CBNSA)											
Description : Bas-marais acidiphile (<i>Hydrocotylo</i> - <i>Schoenion nigricantis</i>) fermé par la Molinie avec patches de lande tourbeuse (<i>Oxycocco</i> - <i>Ericion tetralicis</i>)											
Numéro du quadrat	1	2	3	4	5	6	7	8	9	QF	
Sol nu (%)	-	-	-	5	-	-	-	-	-		
Litière (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Strate herbacée %	50	60	50	90	90	90	80	90	95		
Strate herbacée h (cm)	30	35	35	30	30	35	30	25	30		
Strate chaméphytique %	30	60	60	20	15	25	30	25	15		
Strate chaméphytique h (cm)	25	40	45	30	30	35	40	30	30		
Strate arbustive basse %	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Strate arbustive basse h (cm)	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Strate sphagnicole %	95	60	70	60	50	35	50	80	35		
Strate sphagnicole h (cm)	5	10	10	5	5	5	5	5	5		
Strate bryophytique non sphagnicole %	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Strate lichénique %	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Taxons	Fréquence relative	Fréquence									Absence / Présence
Taxons typiques des landes	0,25										
Erica tetralix L., 1753	1,00	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Erica x watsonii Benth., 1839	1,00	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Erica ciliaris Loefl. ex L., 1753	0,11						X				
Taxons typiques des prairies humides oligotrophiles	0,38										
Molinia caerulea subsp. caerulea (L.) Moench, 1794	1,00	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Juncus acutiflorus Ehrh. ex Hoffm., 1791	1,00	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Cirsium dissectum (L.) Hill, 1768	1,00	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Potentilla erecta (L.) Rausch., 1797	0,22	X	X								
Taxons typiques des bas-marais oligotrophiles	0,25										
Cf. Sisyrinchium angustifolium Mill., 1768	1,00	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Narthecium ossifragum (L.) Huds., 1762	0,67	X			X	X	X		X	X	
Eriophorum angustifolium Honck., 1782	0,22							X		X	
Rhynchospora alba (L.) Vahl, 1805	0,11	X									
Drosera rotundifolia L., 1753	0,11	X									
Cf. Anacamptis palustris (Jacq.) R.M.Bateman, Pridgeon & M.W.Chase, 1997	0,00										X
Sphaignes	0,13										
Sphagnum palustre L.	1,00	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Sphagnum papillosum (Lindb.)	0,11								X		

5.2.3 Discussion

Au total, sur les 9 sites échantillonnés, des végétations relevant d'au moins 7 alliances phytosociologiques différentes ont pu être mises en évidence mais une analyse approfondie des données sera nécessaire pour affiner la description écologique et dynamique des sites. Parmi ces sites, 3 sont occupés par des végétations à tendance mésohygrophile où les taxons plus strictement hygrophiles ou mésophiles sont peu représentés (Aérodrome Bordeaux-Léognan, Lande de Brousteyrot, Camp de Souge). Ensuite, 3 sites sont occupés par des végétations plus hygrophiles où les taxons strictement mésophiles sont rares ou absents (Craste Neuve, Pont Neuf et Vallon du Clamondé). Ces sites montrent un réel intérêt pour un suivi en lien avec le changement climatique car les hypothèses de dérive du gradient hydrique semblent pouvoir être bien mesurées par la flore. A l'inverse, les sites de la lande de Lafarge et Elorimendi sont occupés par des végétations à tendance mésohygrophile où les taxons strictement hygrophiles sont absents et les plus mésophiles sont déjà bien représentés (*Erica cinerea*, *Pseudarrhenatherum longifolium*). Dans ce cas, les hypothèses seront plus difficiles à vérifier car les taxons indicateurs d'un assèchement sont déjà présents et seule leur augmentation en fréquence relative sera informative ; ces sites demeurent intéressants à suivre comme témoin notamment pour évaluer les trajectoires à long terme des landes humides. Enfin, dans le cas du site de la lande de Chabennes en Limousin, il ne s'agit pas de végétations à tendance hygrophile ici mais plutôt psychrophile avec la présence de *Lycopodium clavatum*. Les hypothèses de dérive du gradient hydrique ne s'appliqueront pas et sont substituées par celles d'une dérive de gradient thermique, notamment à travers une hausse des températures moyennes et des jours de canicules.

Les protocoles énoncés semblent assez précis et adaptés pour répondre à la problématique de l'évolution des communautés par rapport au changement climatique car ils intègrent plusieurs échelles spatiales (quadrats de fréquence et paysager) permettant la détection de variations floristiques et structurales au sein de ces communautés liées à la modification de l'engorgement et aux changements de régime hydrique (quantité de précipitations, alimentation en eau).

Dans le cas des végétations de landes humides et tourbeuses, les analyses et la modélisation des effets du changement climatique porteront sur plusieurs aspects.

- Tout d'abord, l'apparition et la fréquence relative d'espèces de landes plus sèches et/ou d'espèces plus mésotrophiles, traduisant un assèchement et un enrichissement trophique des systèmes.
- D'autre part, la régression des espèces d'affinités boréales, oligotrophiles et strictement hygrophiles.

Une analyse des traits de vie des espèces et de leur spectre chorologique pour chaque site permettra, en lien avec les scénarios climatiques du GIEC (NAKICENOVIC *et al.*, 2000), de préciser la résilience des espèces présentant une sensibilité négative (diminution de la fréquence, extinction locale) et des systèmes landicoles les plus humides dans la région.

L'existence d'un réseau de suivi des landes humides en Aquitaine développé dans le cadre d'autres programmes forme un appui intéressant en termes historique et de représentativité géographique (LAFON & LE FOULER, 2014). En effet, l'intégration des données floristiques acquises à travers ce réseau pour des analyses et modélisation apporterait une robustesse plus importante aux résultats.

En 2018, le travail sur les habitats de landes humides se concentrera sur la recherche et la mise en place de dispositifs de suivi sur de nouveaux sites, notamment en Limousin et Poitou-Charentes.

5.3 Populations de lépidoptères de landes humides

Auteurs : Fanny Mallard, Sandy Bulté, Contributeurs : Pierre-Yves Gourvil, David Soulet

Face à au changement climatique, les habitats de landes humides pourraient être particulièrement sensibles aux épisodes de sécheresses et de canicules intenses (LE TREUT, 2013). Ces végétations pourraient se raréfier, voire disparaître, au profit de végétations de landes plus sèches et de communautés moins oligotrophiles. Comme pour les lépidoptères de pelouses calcicoles, ces changements sont susceptibles d'avoir un impact sur les communautés de lépidoptères dont certaines espèces dépendent de plantes spécifiques appelées plante hôte spécifiques de ces milieux. De plus, l'optimum de développement des espèces inféodées aux landes humides (*Coenonympha oedippus*, *Heteropterus morpheus*, *Phengaris alcon*, etc.) pourrait être influencé par le réchauffement climatique risquant de provoquer des évolutions spatio-temporelles des cortèges. Plusieurs hypothèses peuvent être émises selon les espèces. Soit, les espèces pourraient être capables de s'adapter au nouveau contexte environnemental, soit elles seraient capables de déplacer leur aire de répartition pour suivre les conditions qui leur conviennent ou enfin elles pourraient être sujettes à des disparitions locales par exemple le Fadet des laïches (*Coenonympha oedippus*).

Ainsi, l'objectif de cette étude est de déterminer les effets spatio-temporels du changement climatique sur les populations de lépidoptères de lande humide et d'identifier, par la suite, différents scénarios de répartition des espèces et de structure des assemblages.

5.3.1 Matériel et méthodes

• Sélection des sites

Le type de lande humide favorisé pour les suivis de cortèges de lépidoptères est une lande méso-hygrophile à molinie et à bruyère à quatre angles (*Erica tetralix*). Cet habitat est choisi pour accueillir potentiellement une espèce endémique, le Fadet des laïches (*Coenonympha oedippus*).

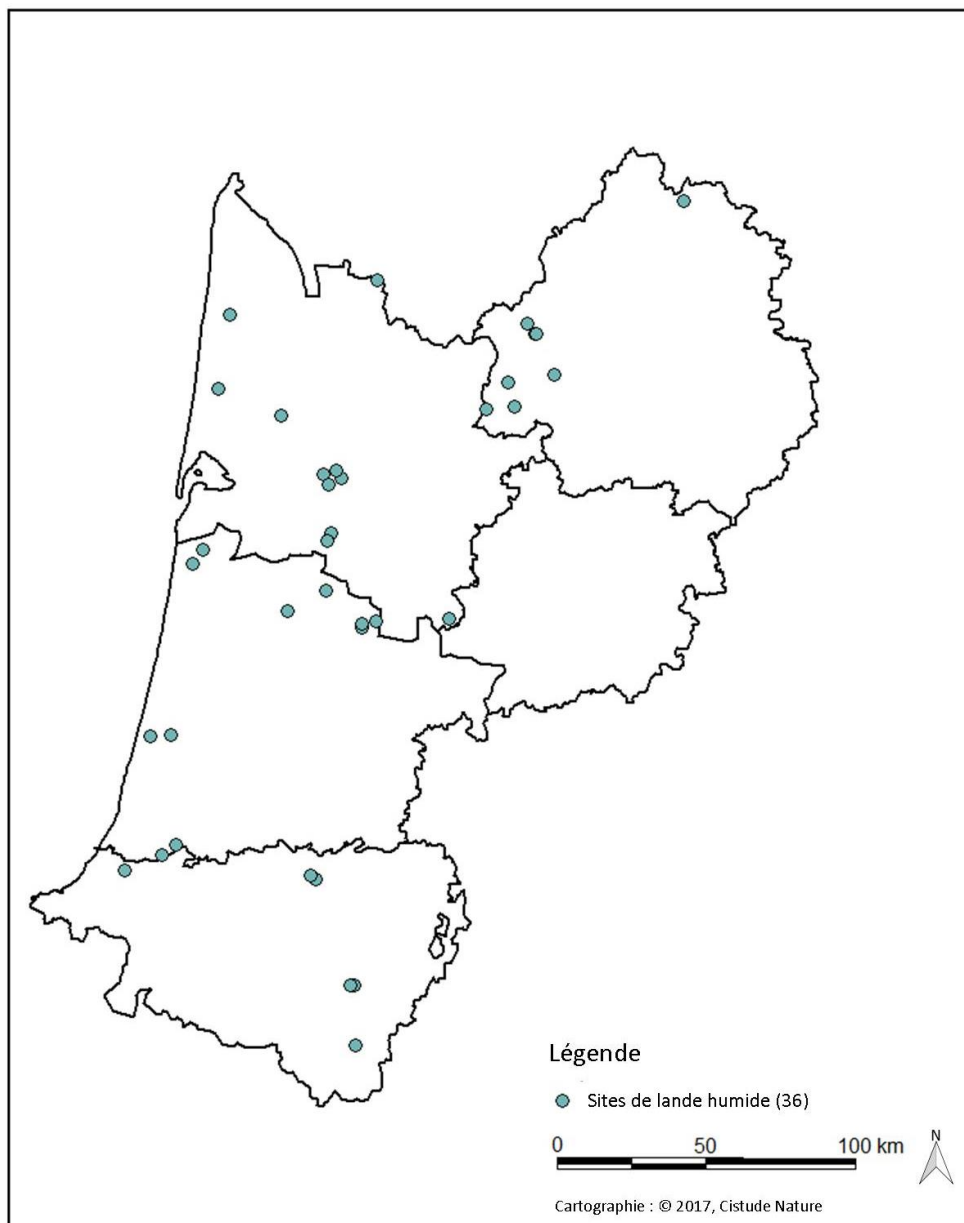
La sélection des sites repose sur la même hypothèse posée pour le cortège de lépidoptères et d'ascalaphes de pelouses calcicoles. Elle s'appuie sur le bon état de conservation des landes humides permettant ainsi de limiter autant que possible l'influence des autres facteurs anthropiques qui pourraient interférer avec la réponse de la biodiversité et ne permettraient pas de dissocier les effets du changement climatique de ces autres pressions. L'état de conservation d'un habitat naturel est considéré comme favorable suivant plusieurs critères : aire de répartition naturelle, surface importante (au minimum possibilité de positionner un transect de 200 m), stable ou en extension (maîtrise foncière et gestion écologique constante), connexion potentielle à d'autres milieux humides, composition homogène en espèces caractéristiques/typiques/rares (peu de présence de fougères), distants au moins de 50 m des activités anthropiques, etc. (§4.2.1).

La répartition des sites est spatialement équilibrée à travers la région Nouvelle-Aquitaine. En terme pratique, les sites ont un accès facile permettant la réalisation de campagnes de relevés standardisées.

En 2016, une pré-sélection de sites par le CBNSA a permis, au préalable, d'identifier 36 sites de landes humides considérées en bon état de conservation (Fig. 102). Cette sélection s'est appuyée sur l'évaluation de l'état de conservation des landes humides d'Aquitaine réalisés dans le cadre du schéma

pluriannuel de suivi des habitats d'intérêts communautaires (HIC) de la région Aquitaine mis en place par le CBN Sud-Atlantique (LAFON & LE FOULER, 2014).

En 2017, de nouvelles prospections ont été réalisées afin de remplacer des sites pour lesquels des difficultés d'accès ont été rencontrées.



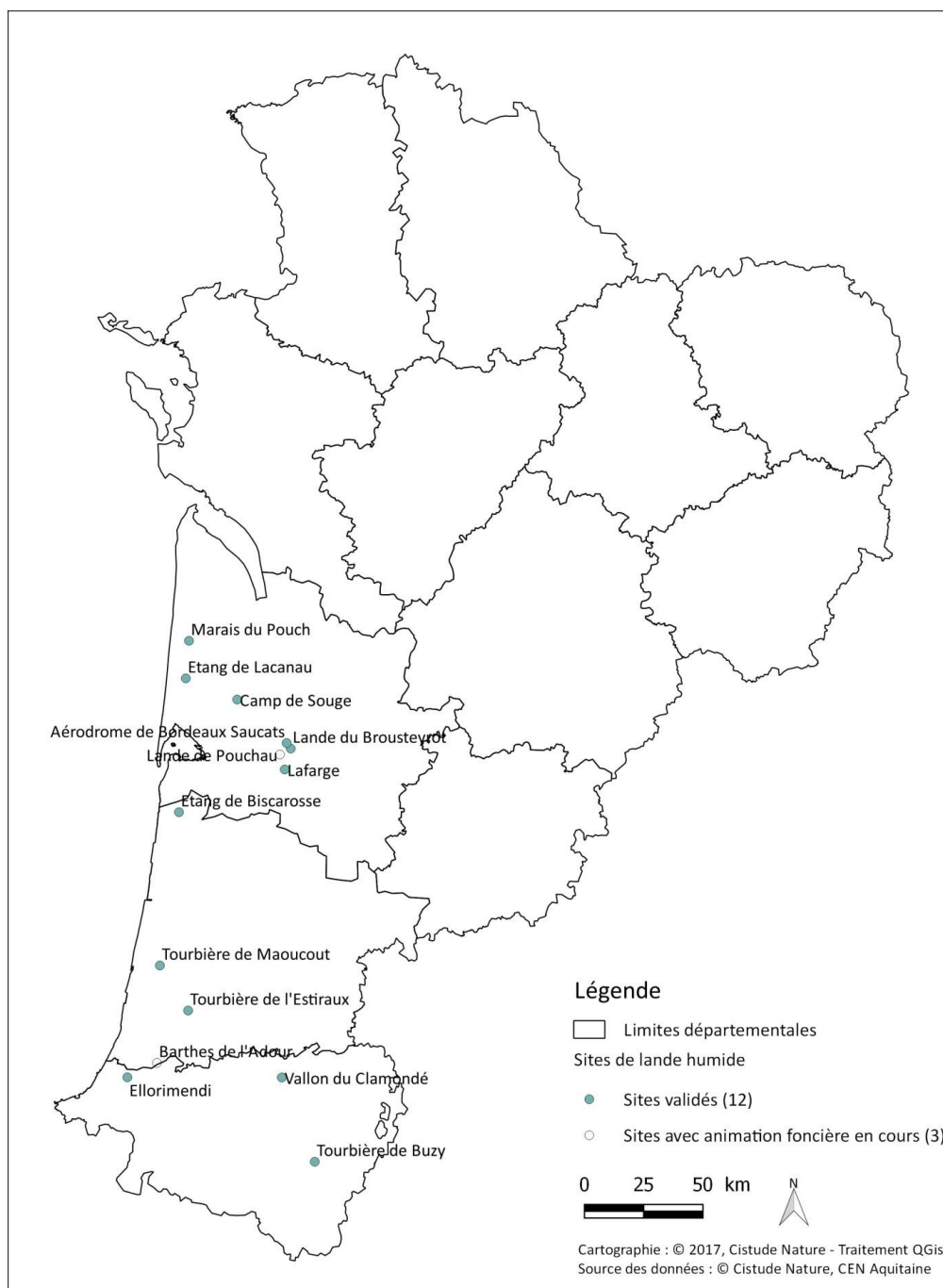
Situation géographique des sites prospectés pour les suivis lépidoptères en lande humide

Fig. 102. Situation géographique des landes humides prospectées pour les suivis lépidoptères.

• Description des sites choisis

Sur 36 sites de landes humides prospectées en 2016, 13 sites ont été retenus pour répondre aux critères énoncés précédemment (Fig. 103, Tab. LXI). Suite à l'animation foncière réalisée en 2017, le site Lande de Limenut été abandonné dû au refus du propriétaire pour l'accès à la parcelle. Trois sites sont actuellement en suspens pour diverses raisons :

- le camp militaire de Captieux : l'accès, qui est réglementé, n'a pas pu se faire en 2017 en raison d'une indisponibilité des agents de l'ONF qui ont dû faire face à un incendie sur le site, l'accès reste encore à voir ;
- lande de Gavardies : une partie du site a été gyrobroyée en vue d'une plantation de pins, une proposition d'achat de la parcelle gyrobroyée est actuellement en cours par le CEN Aquitaine ;
- les Barthes de l'Adour : l'animation foncière est en cours.



Sites validés et en cours de validation pour les suivis du cortège de lépidoptères en lande humide.

Fig. 103. Situation géographique des sites d'études validés pour le suivi des espèces de lépidoptères de landes humides.



Tab. LXI. Caractéristiques des sites de suivis du cortège de lépidoptères de landes humides.

Dé p.	Commune	Dénomination	Superficie	Statut	Code statut	Propriétaire/Gestionnaire	Accord	Statut de validation	Transects	Station météo	Structure en charge des suivis	Observateurs 2016	Observateurs 2017
33	Martignas	Champ de tir de Souge	15.3 ha	ZNIEFF	720002379	Armée de Terre. Gestion ONF + CEN Aquitaine	Oui	Validé	2	Oui	CEN Aquitaine	Bertolini Amélie	Bertolini Amélie
33	La Brède	Lande du Brousteyrot	8 ha	Natura 2000	FR7200797	RN de Saucats La Brède	Oui	Validé	4	Oui	Cistude Nature	Galland Dominique	Bulté Sandy
33	Lacanau	Étang de Lacanau	15 ha	Natura 2000	FR7200681	Commune/Animateur docob	Oui	Validé	5	Oui	Cistude Nature	Galland Dominique	Bulté Sandy
33	Saucats	Carrière de Lafarge	4.4 ha	/	/	RN de Saucats La Brède	Oui	Validé	1	Oui	Cistude Nature	Non prospecté en 2016	Bulté Sandy
33	Léognan/Martillac	Aérodrome de Bordeaux Saucats	15 ha	/	/	Aérodrome/CC de Montesquieu	Oui	Validé	4	Oui	Cistude Nature	Galland Dominique	Bulté Sandy
33	Carcans	Marais du Pouch	55 ha	Natura 2000 (en partie)	FR7200681	Commune/SIAEBVELG	Oui	Validé	8	Oui	Cistude Nature	Non prospecté en 2016	Non prospecté en 2017, nouveau site
40	Biscarrosse	Étang de Biscarrosse	8.2 ha	Natura 2000	FR7200714	Commune/Animateur docob	Oui	Validé	5	Oui	Cistude Nature	Galland Dominique	Bulté Sandy
40	Saint Michel Escalus	Tourbière de Maoucout	5.7 ha	ENS / Natura 2000	FR7200716	CD Landes	Oui	Validé	3	Oui	Cistude Nature	Galland Dominique	Bulté Sandy
40	Mées	Tourbière de l'Estiriaux	82 ha	Site CEN / Natura 2000	FR7200727	Commune/gestion CEN Aquitaine	Oui	Validé	1	Oui	CEN Aquitaine	Pas de suivi réalisé	Florent Beck
64	Mouguerre	Ellorimendi	0.8 ha	Site CEN	/	Privé géré par le CEN Aquitaine	Oui	Validé	1	Oui	CEN Aquitaine	Dejean Nicolas	Dejean Nicolas
64	Buzy	Tourbière de Buzy	2.6 ha	Site CEN	/	Privé géré par le CEN Aquitaine	Oui	Validé	1	Oui	CEN Aquitaine	Gourvil Pierre-Yves	Caubet Simon
64	Arthez de Béarn	Valon de Clamondé	1.36 ha	Site CEN / Natura 2000	FR7200766	Privé géré par le CEN Aquitaine	Oui	Validé	1	Oui	CEN Aquitaine	Non prospecté en 2016	Bailleux Gilles
33	Saucats	Lande de Pouchau	1.67 ha	/	/	Privé/RTE - CEN Aquitaine	En cours	En cours	1	Non	Cistude Nature	Non prospecté en 2016	Bulté Sandy
40	Callen	Camp de Captieux	20 ha	Natura 2000	FR7200723	Camp militaire/ONF	Difficultés d'accès en 2017	En cours	4	Non	Cistude Nature	Galland Dominique	Non prospecté en 2017
40	Saint-Laurent de Gosse	Barthe de l'Adour	52.9 ha	Privé	/	Privé	Non, pas en 2017 peut-être plus tard.	En cours	2	Non	CPIE Seignanx	Caubet Simon	Non prospecté en 2017
24	Mussidan	Landes de Gavardies	8.5 ha	ZNIEFF1	Z000000340	Privé	Non, site abandonné	Abandonné	3	Non	Cistude Nature	Duhaze Benoit/Galland Dominique	Bulté Sandy
33	Léognan	Lande de Limenut	1.3 ha	/	/	Privé/RTE - CEN Aquitaine	Non, refus du propriétaire, site abandonné	Abandonné	1	Non	Cistude Nature	Galland Dominique	Non prospecté en 2017

- Définition et positionnement des points d'échantillonnage

La méthodologie de comptage des lépidoptères est basée sur le programme national du suivi temporel des Rhopalocères de France (STERF) du programme d'observatoires de la biodiversité Vigie-Nature (MANIL & HENRY, 2007).

Les transects sont parcourus en un temps identique (10 ± 1 min.). La longueur du transect définie en lande humide est de 200 m. Cette longueur est déterminée suivant des données empiriques de 2016 de vitesse de déplacement de comptage des observateurs dans un habitat peu diversifié et selon la longueur minimale disponible d'un type d'habitat homogène.

Selon la surface d'habitat homogène, un à dix transects ont été définis sur chaque site (Tab. LXII). Les transects, situés sur plateau, sont de forme linéaire adoptant la forme de l'habitat (Fig. 104, Fig. 105). Ils sont positionnés dans les zones de végétation homogène continue en évitant autant que possible des conditions spécifiques telles qu'une zone de fougères. En landes humides les transect sont situés sur plateau, leur orientation n'a *a priori* pas d'influence sur le comptage contrairement aux pelouses calcicoles. Les transects sont espacés d'un minimum de 50 m afin d'éviter les doubles comptages, distance de référence d'après le protocole de suivi des lépidoptères des Réserves Naturelles de France (LANGLOIS & GILG, 2007). La distance entre les transects et les limites de l'habitat est de 30 à 50 m.

Les transects sont matérialisés par des points GPS et ont également été cartographiés (Tab. LXII, Fig. 104, Fig. 105, Annexe 22). La précision de réalisation du transect se situe entre 3 à 5 m (précision du GPS) selon les conditions météorologiques. Afin de ne pas perturber le cortège sur le transect, le début est déterminé à l'entrée du site.



Tab. LXII. Caractéristiques des transects des suivis de cortège de lépidoptères de landes humides.

Dép.	Dénomination site	Dénom. transect	Longueur (en m)	Altitude (en m)	Latitude	Longitude	Latitude'	Longitude'
33	Aérodrome de Bordeaux Mérignac	T1	200	54	██████	██████	██████	██████
33	Aérodrome de Bordeaux Mérignac	T2	200	54	██████	██████	██████	██████
33	Aérodrome de Bordeaux Mérignac	T3	200	54	██████	██████	██████	██████
33	Champ de tir de Souge	T1	200	300	██████	██████	██████	██████
33	Champ de tir de Souge	T2	200	230	██████	██████	██████	██████
33	Champ de tir de Souge	T3	200	260	██████	██████	██████	██████
33	Etang de Lacanau	T1	200	13	██████	██████	██████	██████
33	Etang de Lacanau	T2	200	13	██████	██████	██████	██████
33	Etang de Lacanau	T3	200	13	██████	██████	██████	██████
33	Etang de Lacanau	T4	200	13	██████	██████	██████	██████
33	Lande du Brousteyrot	T1	200	46	██████	██████	██████	██████
33	Lande du Brousteyrot	T2	200	46	██████	██████	██████	██████
33	Lande du Brousteyrot	T3	200	46	██████	██████	██████	██████
33	Lande du Brousteyrot	T4	200	46	██████	██████	██████	██████
33	Marais du pouch	T1	200	14	██████	██████	██████	██████
33	Marais du pouch	T2	200	14	██████	██████	██████	██████
33	Marais du pouch	T3	200	14	██████	██████	██████	██████
33	Marais du pouch	T4	200	14	██████	██████	██████	██████
33	Marais du pouch	T5	200	14	██████	██████	██████	██████
33	Marais du pouch	T6	200	14	██████	██████	██████	██████
33	Marais du pouch	T7	200	14	██████	██████	██████	██████
33	Marais du pouch	T8	200	14	██████	██████	██████	██████
33	Marais du pouch	T9	200	14	██████	██████	██████	██████
33	Marais du pouch	T10	200	14	██████	██████	██████	██████
40	Etang de Biscarrosse	T1	200	19	██████	██████	██████	██████
40	Etang de Biscarrosse	T2	200	19	██████	██████	██████	██████
40	Etang de Biscarrosse	T3	200	19	██████	██████	██████	██████
40	Etang de Biscarrosse	T4	200	19	██████	██████	██████	██████
40	Tourbière de Maoucout	T1	200	14	██████	██████	██████	██████
40	Tourbière de Maoucout	T2	200	14	██████	██████	██████	██████
40	Tourbière de Maoucout	T3	200	14	██████	██████	██████	██████
40	Tourbière de l'Estiroux	T1	200	8	██████	██████	██████	██████
64	Ellorimendi	T1	200	140	██████	██████	██████	██████
64	Tourbière de Buzy	T1	200	215	██████	██████	██████	██████
64	Vallon du Clamondé	T1	200	150	██████	██████	██████	██████



Fig. 104. Un exemple de situation sur photographie aérienne de transects sur [redacted], site de suivis de lépidoptères de landes humides.

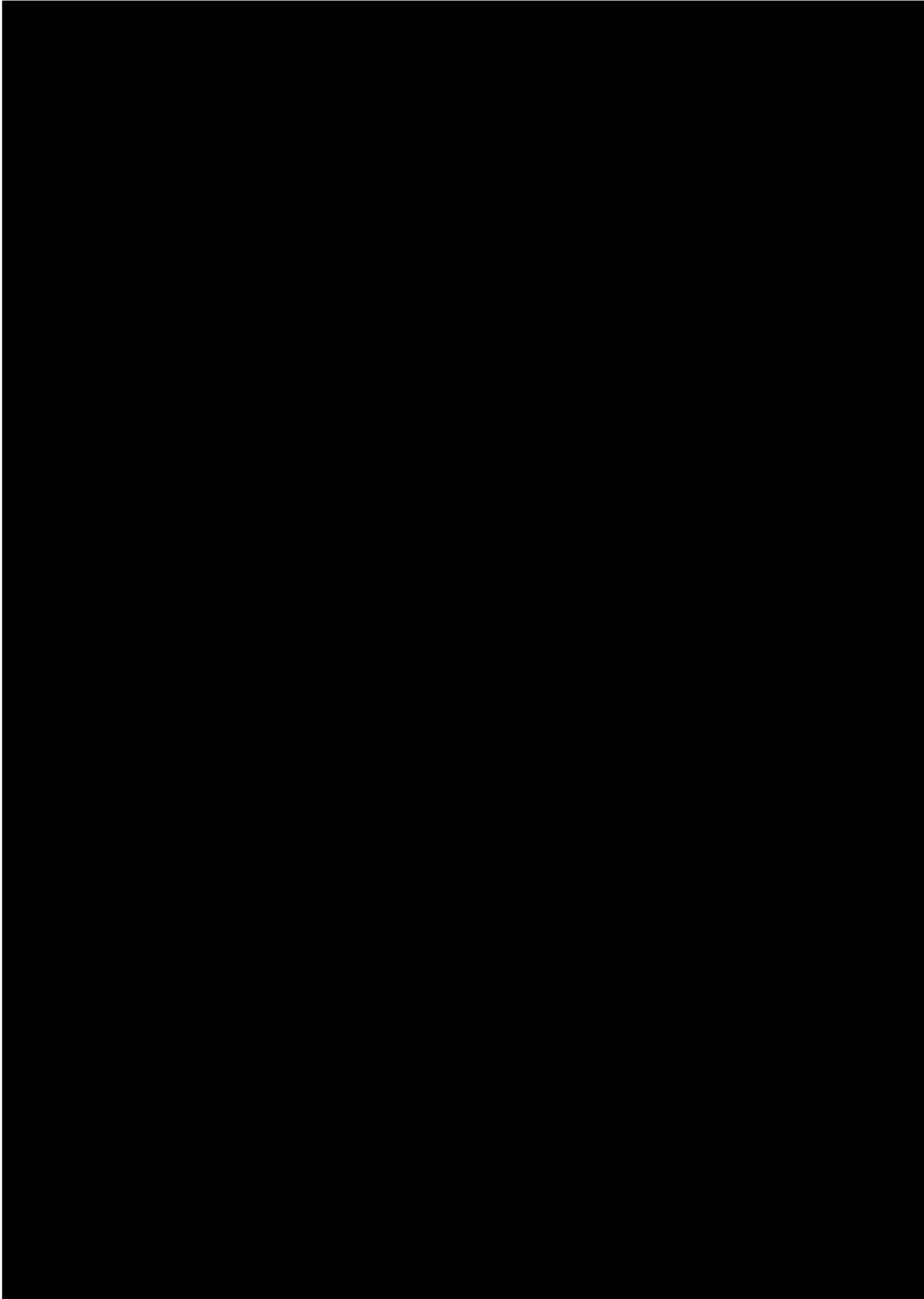


Fig. 105. Un exemple de situation carte topographique de transects sur [redacted], site de suivis de lépidoptères de landes humides.



- Méthodes de relevés et détermination des espèces

Pour chacun des transects, tous les lépidoptères identifiables à vue dans une boîte virtuelle de 5 m de côté sont comptés par un observateur. La vitesse de déplacement est fixe et de moins de 2 km/h.

Le comptage concerne seulement les imagos. La détermination se fait principalement à vue et si nécessaire avec capture au filet pour les espèces non identifiables facilement. Une liste d'espèces à capturer permet de standardiser la capture des spécimens entre les différents observateurs (Tab. LXIII). Comparées aux pelouses calcicoles, les landes humides sont moins concernées par les espèces à détermination délicate. Dans ce cas, la méthode à suivre est la même que celle décrite pour les cortèges de lépidoptères et d'ascalaphes de pelouses calcicoles (4.2.1. Méthodes de relevés et détermination des espèces, p115).

- Conditions météorologiques requises

Les suivis sont effectués entre 10h et 17h dans les conditions météorologiques suivantes : présence d'une couverture nuageuse d'au maximum 75% et sans pluie ; vent inférieur à 6 sur l'échelle de Beaufort (39 à 49 km/h) ; température d'au moins 13°C pour un temps ensoleillé ou d'au moins 17°C pour un temps nuageux. Les suivis sont réalisés jusqu'à une température maximale de 35°C à l'ombre.

- Nombre de campagne de relevés

Quatre passages par site sont effectués par an et répartis entre mai et août, soit 1 passage par mois. Cette fréquence correspond à l'échantillonnage minimum recommandé par le STERF (MANIL & HENRY, 2007). Les suivis sont espacés d'au moins 15 jours et sont réalisés d'une année sur l'autre les mêmes semaines jusqu'en 2021, préférentiellement durant les deux premières semaines de chaque mois. Le tableau ci-dessous indique les dates de suivis pour les années 2016 et 2017 (Tab. LXIII).

Tab. LXIII. Dates des suivis 2016 et 2017 du cortège de lépidoptères de landes humides.

Dép.	Dénomination	Dates de suivis 2016	dates de suivis 2017
24	Landes de Gavardies	17/08	24/05 ; 22/06
33	Lande du Brousteyrot	30/09	15/05 ; 19/06 ; 20/07 ; 22/08
33	Étang de Lacanau	Non prospecté	12/05 ; 13/06 ; 11/07 ; 08/08
33	Lande de Limenut	30/09	Non prospecté
33	Lande de Pouchau	Non prospecté	19/06 ; 13/07 ; 16/08
33	Carrière de Lafarge	Non prospecté	Non prospecté
33	Aérodrome de Bordeaux Saucats	23/08	15/05 ; 19/06 ; 13/07 ; 16/08
33	Champ de tir de Souge	21/06 ; 08/07	02/06 ; 18/07 ; 16/08
33	Marais du Pouch	Non prospecté	Non prospecté
40	Étang de Biscarrosse	25/08	22/05 ; 21/06 ; 21/07 ; 21/08
40	Camp de Captieux	Non prospecté	Non prospecté
40	Tourbière de Maouc out	26/08	03/05 ; 02/06 ; 03/07 ; 04/08
40	Tourbière de l'Estiraux	Non prospecté	20/06 ; 04/07 ; 18/07 ; 03/08
64	Ellorimendi	Non prospecté	09/05 ; 07/06 ; 19/07 ; 07/08
64	Tourbière de Buzy	08/06 ; 07/07	06/05 ; 17/06 ; 11/07 ; 07/08
64	Valon de Clamondé	Non prospecté	15/05 ; 13/06 ; 04/07 ; 02/08

- Suivi simplifié de la phénologie des plantes nectarifères

En 2017, un protocole de suivi simplifié de la phénologie des plantes nectarifères et des plantes hôtes de landes humides a été établi par le CBNSA. Ce suivi a pour objectif d'estimer la ressource



alimentaire disponible sur au moins un transect de suivis lépidoptères afin de voir si le cortège observé à un instant t est dû à la ressource alimentaire disponible ou si cela est lié au changement climatique. La méthode de suivi est la même que celle réalisée pour le suivi phénologique simplifié des plantes nectarifères et des plantes hôtes de pelouses calcicoles (§4.2.1).

- **Fiche de relevés**

Le couple site-observateur sera indissociable, c'est-à-dire que le même niveau professionnel d'observation est maintenu jusqu'en 2021. Les relevés sont réalisés par des professionnels expérimentés.

Pour les suivis lépidoptères, chaque observateur note pour chaque transect les heures de comptage de début et fin du transect avec la mention du temps de pause, le nombre d'individus par espèce et les conditions météorologiques de début du transect (Annexe 10). La température est mesurée à l'aide d'un thermomètre, l'humidité relative de l'air à l'aide d'un hygromètre, la vitesse du vent est évaluée à l'aide de l'échelle de Beaufort et la couverture nuageuse est estimée en pourcentage de recouvrement.

Pour les suivis phénologiques simplifiés, une liste de plantes nectarifères et de plantes hôtes a été établie par le CBNSA pour les landes humides (Annexe 23), cette liste pouvant être, au besoin, complétée sur le terrain. Pour chaque site de suivi lépidoptères, l'observateur identifie le transect bénéficiant du suivi floristique et attribue une classe d'effectif par catégorie phénologique pour chaque plante nectarifère ou plante hôte (Annexe 23).

5.3.2 Analyse mécanistique et statistique

Le plan d'analyse mécanistique et statistique des données de suivis des lépidoptères de landes humides est le même que pour les analyses des données de suivis de lépidoptères de pelouse calcicole (§4.2.2). En résumé, les étapes des analyses sont les suivantes :

Etape 1 – Dénombrements

Etape 2 – Accumulation d'individus-espèces

Etape 3 – Profils de diversité

Etape 4 – Agrégation des données

Etape 5 – Interpolation, extrapolation

Etape 6 – Couverture

Etape 7 – Similarités, recouvrements

5.3.3 Résultats exploratoires

- Abondance et richesse

Les lépidoptères des landes humides ont été suivis en 2017 sur 12 sites contenant de 1 à 4 transects. La longueur de parcours réalisé en 10 minutes est de 200 m. Le transect est parcouru 4 fois dans l'année soit près de 21 km dont ou 0,1 km² de surface observée comme pour les pelouses sèches.

Le nombre d'individus total observés est de 835 répartis dans 40 espèces de lépidoptères. Dans les sites, le nombre d'individus varie de 15 (Gava_Hu) à 150 (Bisc_Hu) et de 6 espèces (Soug_Hu) à 20 espèces (Clam_Lh) (Tab. LXIV).

Tab. LXIV. Cumul des individus et espèces en fonction des sites de landes humides.

Nom du site, Dépt(Département), Nom court, Nb_T : nombre de transects, Nb_D. nombre de dates d'observations, mai, juin, juillet, août = 4, N_ind : abondance ou nombre d'individus (rangée par ordre croissant), S : richesse ou nombre d'espèces.

Sites	Nom_Court	Nb_T	Nb_D.	N_ind	S
Lande de Gavardies(24)	Gava_Hu	3	2	15	7
Tourbière de Mées(40)	Mees_Hu	1	4	19	7
Tourbière de Maoucout(40)	Maou_Hu	3	4	38	13
Camp militaire de Souge(33)	Soug_Hu	3	3	59	6
Lande Pouchau(33)	Pouc_Hu	1	3	59	13
Etang de Lacanau(33)	Laca_Hu	4	4	61	9
Ellorimendi (Lande de Mouguerre)(64)	Ello_Hu	1	4	65	15
Vallon de Clamondé(64)	Clam_Lh	1	4	66	20
Tourbière de Buzy(64)	Buzy_Lh	1	4	79	9
Aérodrome Bordeaux-Saucats(33)	Sauc_Hu	3	4	106	18
Lande de Brousteyrot(33)	Brou_Hu	4	4	118	16
Etang de Biscarrosse(40)	Bisc_Hu	4	4	150	11

L'analyse du site de Brousteyrot est présentée en illustration plus détaillée. Ces données d'un seul site correspondent à une échelle locale dite α . Elles sont ensuite agrégées aux données des autres sites pour un même écosystème pour une analyse au niveau région dite γ .

Parmi les 13 sites de landes humides choisis, la lande humide de Brousteyrot à végétations hygrophiles à mésohygrophiles à molinie et à *Erica tetralix* a été sélectionnée comme cas d'étude sur la base des connaissances et expertises de la Réserve Naturelle Nationale Géologique (RNG) de Saucats-la Brède. Sur tous les sites sélectionnés du programme, une première campagne de terrain en 2016 a permis la mise en place et le test des protocoles de suivis des espèces. Ils seront ajustés et optimisés jusqu'en 2021 pour fournir des suivis scientifiques à long terme et pour analyser les effets du changement climatique sur la biodiversité en région Nouvelle-Aquitaine.

- Accumulation des individus dans le milieu

Le cumul de la plage des données des observations « A » en km et « T » en jours c'est-à-dire, à une « date » donnée « T », T étant le nombre de jours après le 1er mai, est réalisé dans le cas Brousteyrot à chacune des dates sur « 4 » transects de 200m soit un cumul de « A »=3,2 km dans toute l'année.

Par exemple, les 4 transects de la lande de Brousteyrot ont été parcourus en 2017 les 15 mai, 19 juin, 20 juillet, 22 août, entre 10h et 15h. Les températures varient de 25 à 35°C, avec en pratique 50 % d'humidité relative et un vent de 4 à 6 km/h.

Pour tous les sites de landes humides, 19,3 km ont été parcourus en 104 jours depuis le 1^{er} mai soit en moyenne $A=0,19T$ avec A en km et T en jours. Cela correspond à 200 m par jour ou une « fenêtre » de comptage pendant 10 minutes de 1000 m² par jour dans les landes humides tout comme dans l'écosystème des pelouses calcicoles.

Le cumul des 835 individus en fin août est résumé par une fonction indicatrice donnant le nombre d'individus $N(A,T)$ en fonction de « T » en jours et surtout des longueurs parcourues. « A » en km. Si la durée d'observation DT était variable, le produit longueur du transect fois DT serait la variable. La fonction indicatrice de l'effort de découverte est $N(A,T)$:

$$[2] \quad N(A, T) = C_N A^z T^y \text{ etc. } C_N = 0.525, \left\{ \begin{array}{l} z = 1.474 - \frac{0.14}{2} \text{Log}(T) \\ y = 0.105 - \frac{0.14}{2} \text{Log}(A) \end{array} \right. \text{ lissage } R^2 = 0.99$$

La Fig. 106 donne le nombre d'individus de la fonction complète de lissage ci-dessus « $N(A,T)$ » en fonction du nombre d'individus dénombrés sur quelques couples de valeurs de cumul de transects, cumul effectué tous les 15 jours. La figure de gauche titrée L_L (Fig. 106) correspond au lissage linéaire et la figure de droite titrée L_NL (Fig. 106) à un raffinement en non linéaire (Rappel des limites: A varie de 0 à 20.8km, A est inférieur à $A=0,19 T$, T varie de 0 à 103 jours). Le coefficient de corrélation $R^2=0,99$ (Fig. 106 – Fig. 107).

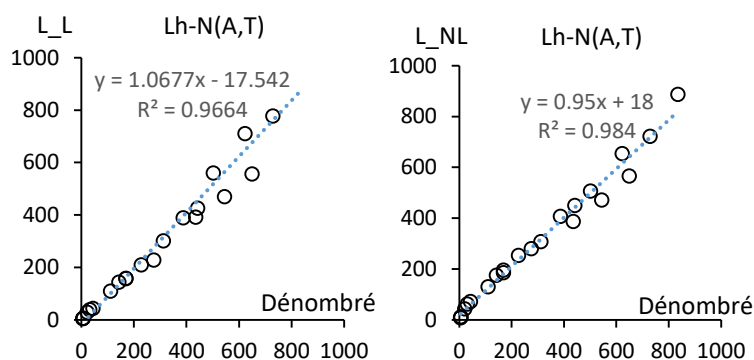


Fig. 106. Nombre d'individus de la fonction complète de lissage.

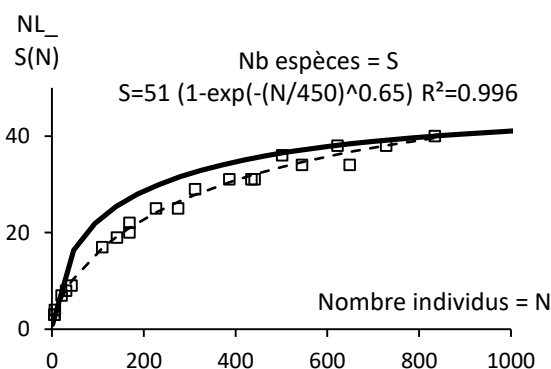


Fig. 107. Nombre d'individus de la fonction complète de lissage pour les suivis lépidoptères de pelouses calcicoles.

Les individus sont la base des efforts de dénombrements. Les espèces prolongent l'analyse et en caractérisent la biodiversité. Lors des parcours, $0 < A < 20,8$ km et dans le temps T $0 < T < 103$ jours, 40 espèces « S » ont été identifiées parmi les 835 individus observés « N ». La courbe de la Fig. 107 montre le cumul des S espèces identifiées en fonction du cumul des N individus observés. La fonction de lissage proposée en pointillés et qui résume $S(N)$ est la forme de Weibull qui a une limite asymptotique C_s :

$$[1] S(N) = C_s \left(1 - e^{-\left(\frac{N}{N_0}\right)^m} \right).$$

N_0 est un paramètre d'échelle lié au dénombrement. C'est le nombre d'individus pour atteindre 63% du maximum d'espèces attendues. m est le paramètre de forme, plus m est petit et plus les espèces sont difficiles à faire apparaître en fonction du nombre d'individus observés, plus m est grand et plus les espèces sont faciles à obtenir. Le lissage non linéaire des landes humides en 2017 conduit aux valeurs :

$C_s=51,1$; $N_0=450$; $m=0,649$. Le coefficient de corrélation est $R^2=0,99$.

La fonction utilise des points accumulés et par lissage de ses paramètres, elle passe au mieux par ceux-ci. C'est une courbe qui sous-estime la découverte des espèces, principalement au début de la courbe car le cumul simplifié ci-dessus est effectué toutes les 2 semaines. Il prend en compte des données obtenues les semaines précédentes et les cumule avec celles effectuées jusqu'à une date puis il affecte ce cumul à cette date, ce qui n'est pas exact au début de la courbe, etc. Les formulations d'interpolation dérivées de calculs statistiques sur un état connu de $S(N)$ sont une autre forme obtenue à partir du nombre total d'individus observés « n ». En reprenant les données obtenues fin août, du nombre d'espèces détectées S_{obs} , et avec la distribution du nombre d'individus X_i par espèce i , l'interpolation est rajoutée en trait gras sur la Fig. 107. Le lissage peut être comparé à cette dernière formulation qui, de son côté, peut être extrapolée jusqu'au double d'individus soit 1870. Sur la Fig. 108, le point rouge est le point du dénombrement. Le trait continu l'interpolation et le trait avec des tirets l'extrapolation.

(1) Sample-size-based rarefaction and extrapolation sampling curve

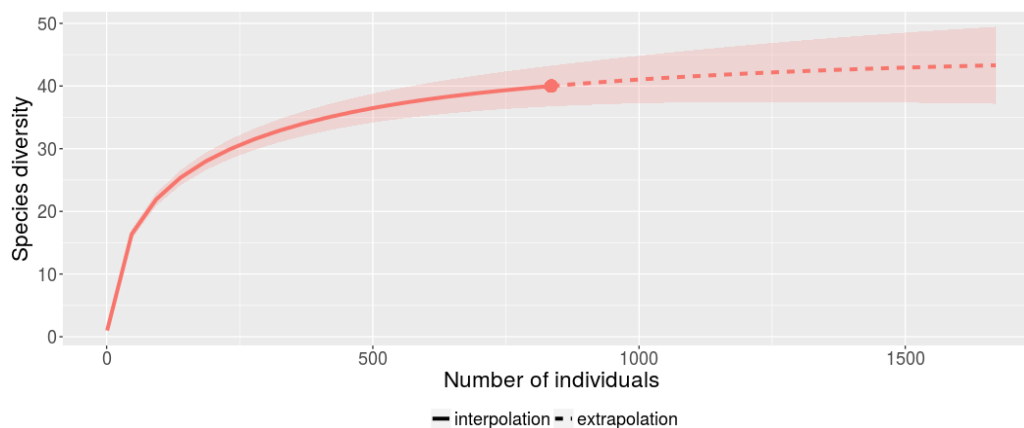


Fig. 108. Courbe d'extrapolation.

• Profils de diversité spécifique et lissage

Les nombres de Hill (HILL, 1973) D_q sont paramétrés plus généralement par q et correspondent à une moyenne mathématique généralisée. Ils donnent accès à une courbe continue en fonction de q allant du nombre d'espèces total avec $q=0$ au nombre d'espèces abondantes pour $q>4$.

La Fig. 109 montre les profils de diversité des espèces observées des sites de landes humides ayant été visités chaque mois, à savoir les 8 sites 001_Hu, 013_Hu, 006_Hu, 004_Hu, 011_Hu, 012_Hu, 052_Lh, 066_Lh, 5 d'entre eux ayant 3 ou 4 transects. Chaque mois d'observation a donné ainsi respectivement 40, 182, 301 et 160 individus et 9, 19, 26 et 21 espèces. Sans cumul, mois par mois, de mai à août, les profils montrent l'apparition des individus en mai correspond à la détection première des espèces abondantes en mai-juin, puis arrive la détection des espèces rares en juillet creusant le profil, enfin avec la disparition des individus peu à peu à partir d'août les espèces rares s'effacent et le profil rejoint celui de mai.

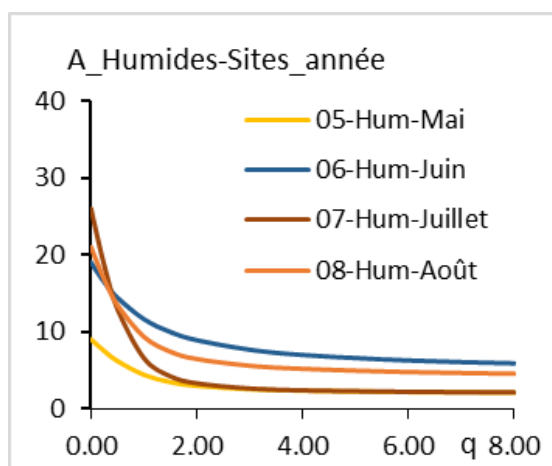


Fig. 109. Profils de diversité spécifique de l'ensemble des sites landes humides dans le mois de suivi dans l'année.

Les profils de diversité sont réalisés ci-dessous sur l'ensemble des dénombrements des sites suivis (12 sites landes humides en bleu, 835 individus) et aussi sur une sélection des sites associés à des suivis respectant strictement le protocole : de 1 suivi par mois de mai à août (en rose 8 sites et 683 individus révélés, en bleu 12 sites et 835 individus). La différenciation des données obtenues selon le protocole strict et non strict permet de visualiser l'effet du nombre d'individus sur les résultats (Fig. 110).

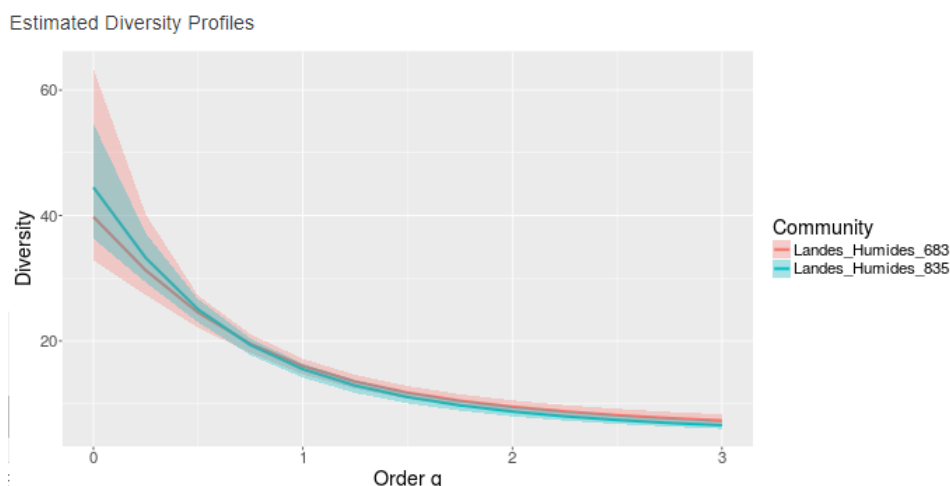


Fig. 110. Profils de diversité spécifique de l'ensemble des sites landes humides sur les bases de 683 et 835 individus identifiés et incertitudes estimées.

La comparaison ci-dessous entre les profils de diversité spécifique en fonction de q des landes humides (8 et 12 sites, roses et verts) et des pelouses calcicoles (14 et 22 sites, bleus et violets) montrent que ces deux profils ne se croisent pas. Les deux types d'habitat sont bien différents, même

en prenant en compte les incertitudes. Les efforts de dénombrements sont suffisants en taux de couverture. La diversité spécifique est plus faible en landes humides (Fig. 111).

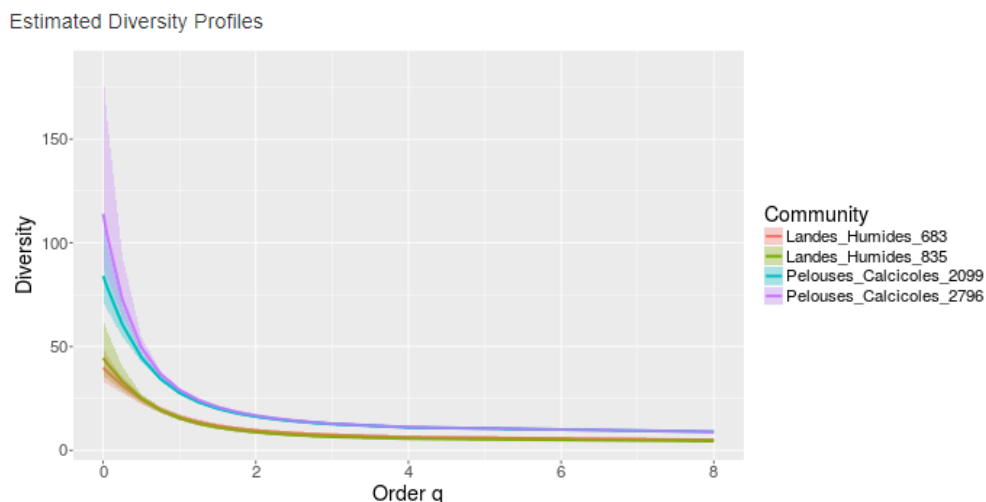


Fig. 111. Profils de diversité spécifique de l'ensemble des sites de pelouses calcicoles et landes humides et incertitudes estimées.

Les profils de diversité par sites montrent des profils semblables entre les sites avec le recouplement des incertitudes (Fig. 112).

Les indices de biodiversité varient dans les intervalles suivants (Tab. LXV):

- D_0 ($q=0$ nombre d'espèces très rares, rares, communes, nombreuses) de 6 (Soug_Hu) à 20 (Clam_Lh) pour une abondance semblable de 59 et 66 individus,
- D_{q1} ($q=1$ Shannon-Wiener D_0 excepté espèces très rares) de 2,7 (Soug_Hu) à 12,85 (Clam_Lh),
- D_{qb2} ($q=2$ Simpson D_0 Excepté espèces rares) de 1,93 (Soug_Hu) à 9,26 (Maou_Hu),

D_{inf} (q infini Berger-Praker espèce dominante) de 1,44 (Soug_Hu) à 6,33 (Maou_Hu).

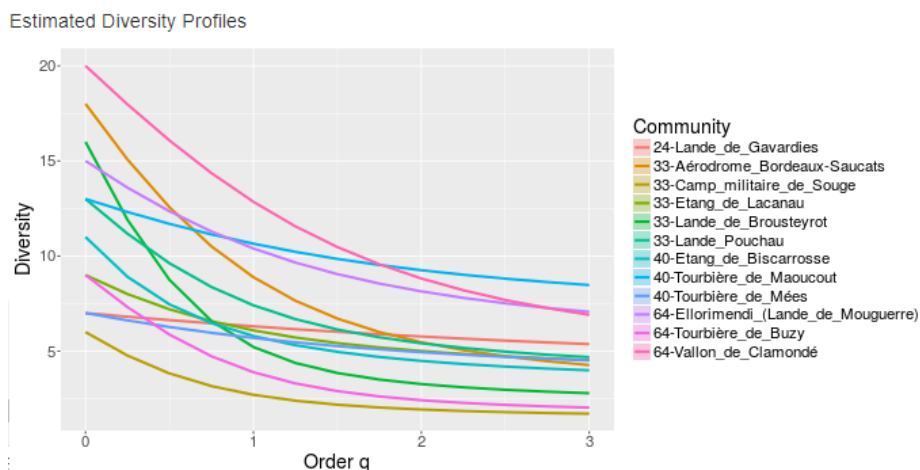


Fig. 112. Profils de diversité spécifique des sites des landes humides.



Tab. LXV. Indices de biodiversité des lépidoptères en fonction des sites d'étude.

Site	D_0 : q=0	D_q1 : q=1	D_qb2 : q=2	Dinf : q infini
Sauc_Hu	18.00	8.89	5.46	2.72
Laca_Hu	9.00	6.09	5.01	3.59
Brou_Hu	16.00	5.22	3.27	2.07
Bisc_Hu	11.00	5.79	4.49	3.13
Maou_Hu	13.00	10.65	9.26	6.33
Ello_Hu	15.00	10.40	8.14	4.64
Buzy_Lh	9.00	3.89	2.42	1.61
Clam_Lh	20.00	12.85	8.82	3.88
Gava_Hu	7.00	6.31	5.77	3.75
Soug_Hu	6.00	2.70	1.93	1.44
Pouc_Hu	13.00	7.41	5.41	3.28
Mees_Hu	7.00	5.70	4.95	3.17

L'analyse en composantes principales (ACP) permet de mettre en évidence des similarités ou des oppositions entre les valeurs des paramètres pour chaque site et les corrélations les plus fortes entre ces sites (Fig. 113). Les calculs de l'ACP choisie sont basés sur une matrice composée des coefficients de corrélation de Spearman. La matrice de corrélation (Indice de Spearman, $p < 0,05$) et le test de sphéricité de Bartlett ($X^2_{ddl=9} = 70,353$, $p < 0,0001$) indique qu'au moins l'une des corrélations entre les variables est significative. L'analyse des valeurs propres des axes factoriels décrit la qualité de la projection des 4 dimensions ou variables et permet de choisir à partir de la méthode de critère du coude le nombre d'axes, ici les deux premiers axes F1 et F2 (F1 : valeur propre=3,151, variabilité= 78,764% ; F2 : valeur propre=0,759, variabilité=18,969%).

Sur le graphique de l'ACP (Fig. 113), les variables sont projetées sur un plan factoriel vers le bord du cercle de rayon unité, elles sont bien représentées. Les variables D_q1 : q=1, D_qb2 : q=2, Dinf : q infini sont représentées sur l'axe 1 ($\cos^2 \geq 0,799$, contribution de 30,956%, 30,238%, 25,353% respectivement) et D_0 : q=0 sur l'axe 2 ($\cos^2 = 0,568$, contribution de 74,906%).

Globalement, les sites (associés au numéro du Département) peuvent être classés de la manière suivante (Fig. 113) :

- Des plus faibles valeurs aux plus fortes valeurs de D_q1 : q=1, D_qb2 : q=2, Dinf : q infini ($\cos^2 \geq 0,822$) : Soug_Hu (33), Buzy_Lh (64), Bisc_Hu (40), Ello_Hu (64), Clam_Lh (64), Maou_Hu (40),
- Des plus fortes valeurs aux plus faibles valeurs de D_0 : q=0 ($\cos^2 \geq 0,523$) : Sauc_Hu (33), Brou_Hu (33), Pouc_Hu (33), Laca_Hu (33), Mees_Hu (40), Gava_Hu (24).

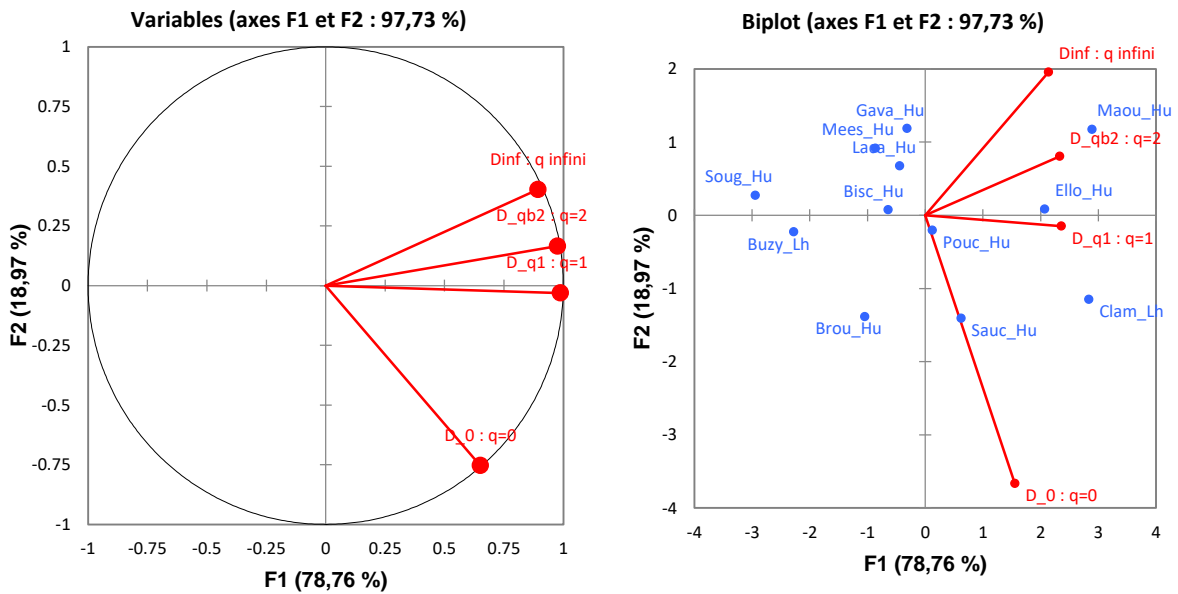


Fig. 113. Projection des variables des paramètres q sur le cercle de corrélation de l'ACP en axe F1 et F2 (à gauche) et représentation des sites (à droite).

Le profil de diversité est une courbe non manipulable sur l'ensemble de ses données de tracé (40 valeurs de proportions relatives). Elle agrège visuellement les données discontinues. Pour compléter l'analyse statistique sur les paramètres q , il s'agit de résumer chacune de ces courbes par un minimum de paramètres permettant de prendre en compte leur forme. Une méthode analytique conduit à identifier les paramètres suivant une fonction de forme Weibull modifiée F_2 : D_0 : nombre d'espèces et proportion de l'espèce la plus abondante D_{inf} , β_{q1} : lié principalement aux espèces rares $q=1$, m_0 : lié principalement aux espèces communes $q=2$, m_{∞} et b : liés aux espèces abondantes et à l'espèce la plus nombreuse soit $q=4$, $b : q=\text{infini}$.

Ces 4 paramètres « β , m_0 , m_{∞} , b » auxquels il faut ajouter 2 données, le nombre d'espèces observées D_0 et la proportion relative de l'espèce la plus abondante, résument les profils avec les données de comptage des 40 espèces. L'analyse de la qualité de la corrélation entre les valeurs du profil de diversité des mesures et la formulation de lissage est donnée ci-dessous pour $0 < q < 8$, sachant que la valeur limite de q en pratique est de 4. La valeur de la pente « A » devrait être proche de 1 et la valeur de B de zéro. Pour les landes humides, $B = 0,02$. ($A = 1,00056$ erreur-type : 0,0026 $B = 0,02$, erreur-type 0,02, erreur-type sur le nombre d'espèces : 0,12. soit $R^2 = 0,999$). Un calcul d'identification non linéaire des paramètres aussi peut compléter le lissage sachant que le modèle propose alors un exposant au terme b .

Le lissage des courbes est statistiquement représentatif ($R^2 = 0,999$). Les paramètres varient pour $\beta = \beta_{q1}$ de 0,240 à 1,488 (médiane 0,814), m_0 de 0,975 à 1,073 (médiane 1,026), \min_f de 0,489 à 0,886 (médiane 0,646), b de 0,031 à 0,676 (médiane 0,351) (Tab. LXVI).

Tab. LXVI. Paramètres des profils de diversité spécifique des sites pelouses calcicoles.

D_0 : nombre d'espèces et proportion de l'espèce la plus abondante D_{inf} , β ou β_{q1} : lié principalement aux espèces rares $q=1$, m_0 : lié principalement aux espèces communes $q=2$, m_{inf} : lié aux espèces abondantes et à l'espèce la plus nombreuse soit $q=4$, b : $q=infini$.

Nom_Court	D0	Dinf	β β_{q1}	m_0	m_{inf}	b
Sauc_Hu	18.0	2.718	0.907	1.040	0.662	0.209
Laca_Hu	9.0	3.588	0.771	0.997	0.629	0.553
Brou_Hu	16.0	2.070	1.488	1.073	0.489	0.654
Bisc_Hu	11.0	3.125	1.082	0.975	0.524	0.676
Maou_Hu	13.0	6.333	0.435	1.008	0.730	0.201
Ello_Hu	15.0	4.643	0.588	1.016	0.678	0.305
Buzy_Lh	9.0	1.612	1.176	1.072	0.608	0.249
Clam_Lh	20.0	3.882	0.586	1.040	0.760	0.031
Gava_Hu	7.0	3.750	0.240	1.004	0.886	0.034
Soug_Hu	6.0	1.439	1.282	1.036	0.556	0.476
Pouc_Hu	13.0	3.278	0.856	1.036	0.585	0.423
Mees_Hu	7.0	3.167	0.416	1.004	0.744	0.398

L'analyse en composantes principales (ACP) permet de mettre en évidence des similarités ou des oppositions entre les valeurs des paramètres pour chaque site et les corrélations les plus fortes entre ces sites (Tab. LXVI). Les calculs de l'ACP choisie sont basés sur une matrice composée des coefficients de corrélation de Pearson. La matrice de corrélation (Indice de Spearman, $p < 0,05$) et le test de sphéricité de Bartlett ($X^2_{ddl=20} = 85,803$, $p < 0,0001$) indique qu'au moins l'une des corrélations entre les variables est significative. Les données sont toutes factorisables. L'analyse des valeurs propres des axes factoriels décrit la qualité de la projection des 6 dimensions ou variables et permet de choisir à partir de la méthode de critère du coude le nombre d'axes, ici les deux premiers axes F1 et F2 (F1 : valeur propre=3,298, variabilité= 54,961% ; F2 : valeur propre=1,675, variabilité=27,924%).

Sur le graphique de l'ACP (Fig. 114), les variables sont projetées sur un plan factoriel vers le bord du cercle de rayon unité, elles sont bien représentées. Les variables D_{inf} , b , β_{q1} , m_{inf} , b sont représentées sur l'axe 1 (contribution de 22,155%, 28,142%, 27,569%, 17,839% respectivement) et D_0 , m_0 sont représentés sur l'axe 2 (contribution de 40,322%, 43,581% respectivement).

Les sites sont classés selon les valeurs croissantes de D_0 , m_0 (Bisc_Hu Laca_Hu, Mees_Hu, Sauc_Hu, Clam_Lh) et D_{inf} , m_{inf} (Gava_Hu, Maou_Hu) et b , β_{q1} , b (Ello_Hu, Pouc_Hu, Soug_Hu, Brou_Hu).

La Classification Ascendante Hiérarchique est utilisée sur les mesures de similarité des données des paramètres entre les sites par le Coefficient de corrélation de Spearman (similarité dans l'intervalle [-1; +1]). Elle permet de construire des dendrogrammes, avec lesquels sont formées des classes de similarité des profils de diversité.

Les groupes de similarité des sites sont les suivants ($\rho = 0,845$) (sites associés au numéro du Département) (Fig. 115):

- Mees_Hu (40), Gava_Hu (24), Clam_Lh (64), Maou_Hu (40), Ello_Hu (64),
- Brou_Hu (33), Bisc_Hu (40), Pouc_Hu (33), Sauc_Hu (33), Laca_Hu (33), Soug_Hu (33), Buzy_Lh (64) (sous-groupes $\rho=0.909$ Brou_Hu(33), Bisc_Hu(40) puis sous-groupe $\rho= 0.943$ Pouc_Hu(33), Sauc_Hu(33), Laca_Hu(33) et Soug_Hu(33), Buzy_Lh(64).

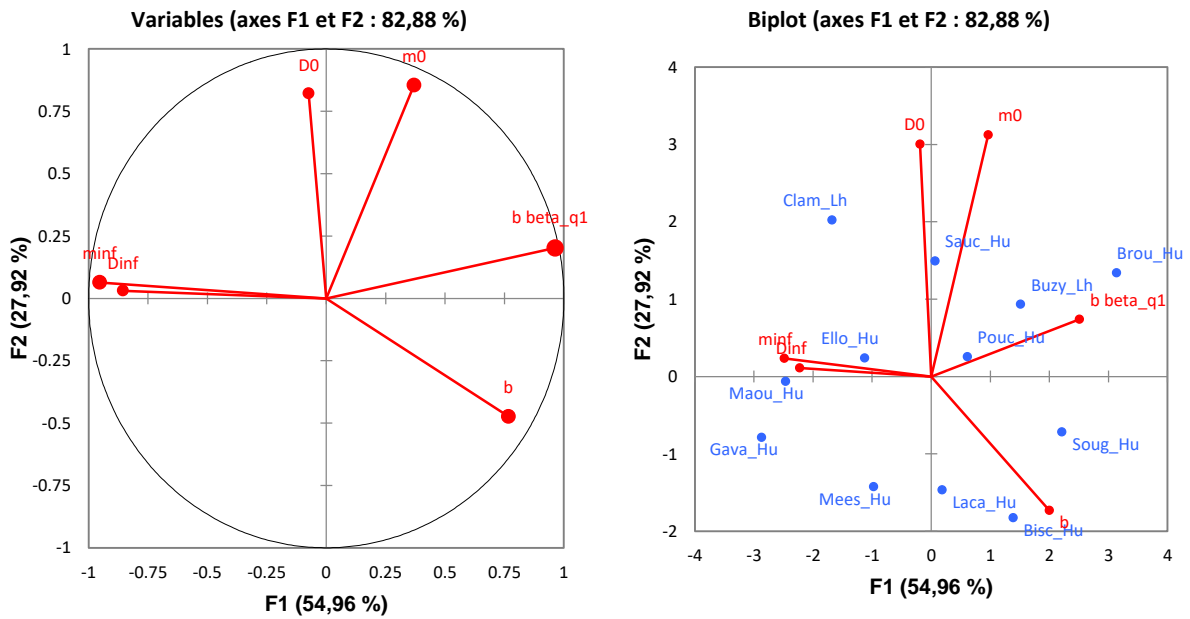


Fig. 114. Projection des variables sur le cercle de corrélation de l'ACP en axe F1 et F2 (à gauche) et représentation des sites (à droite).

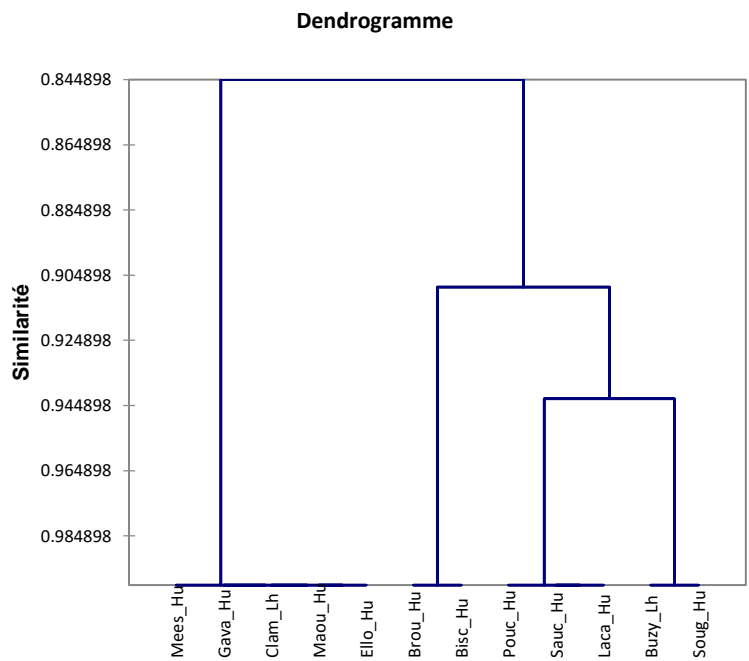


Fig. 115. Classification à ascendante hiérarchique.

Le profil de diversité spécifique suivant est un exemple. Il correspond au cumul des observations de mai à août sur le parcours des 4 transects de 200m du site de la lande de Brousteyrot. Le cumul du nombre d'individus observés lors de ces 4 dates est de 5, 13, 89, 118. Le nombre d'espèces cumulées est de 3, 9, 13, 16. Les espèces identifiées sont : Amaryllis (*Pyronia tithonus*), Azuré de la faucille (*Everes alcetas*), Azuré du trèfle (*Cupido argiades*), Azuré porte-queue (*Lampides boeticus*), Citron (*Gonepteryx rhamni*), Demi-deuil (*Melanargia galathea*), Fadet commun/Procris (*Coenonympha pamphilus*), Fadet des laiches (*Coenonympha oedippus*), Grand nègre des bois (*Minois dryas*), Miroir (*Heteropterus*

morpheus), Souci (*Colias croceus*), Sylvaine (*Ochlodes sylvanus*), Thècle de la ronce/Argus vert (*Callophrys rubi*) (Fig. 116).

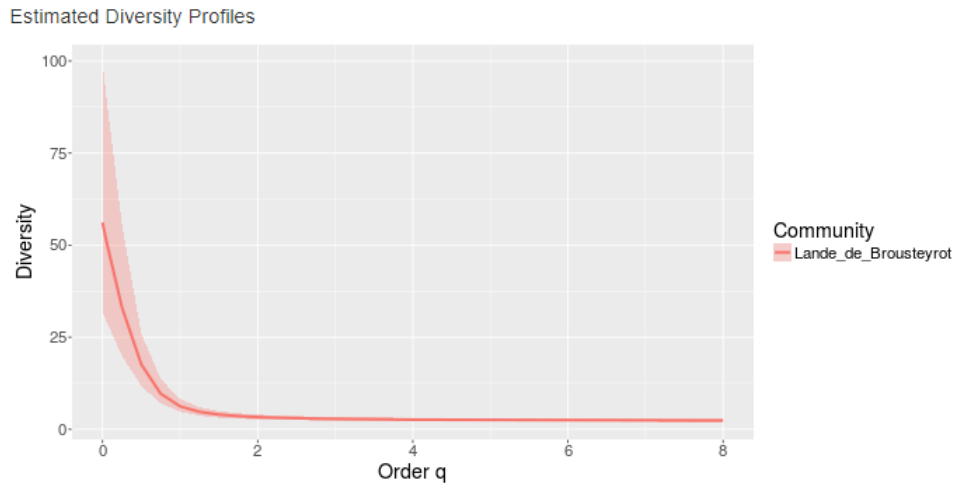


Fig. 116. Profil asymptotique estimé, incertitudes à 95% de confiance.

- Interpolation et extrapolation

A partir des espèces observées, en particulier celles avec 1 et 2 individus, il est possible d’extrapoler, voire d’estimer le profil de diversité exhaustif dit asymptotique pour un effort de couverture qui serait de 100%.

La courbe de la diversité spécifique en fonction du nombre d’individus des landes humides est tracée pour illustration ci-dessous pour $q=0$, il s’agit du nombre total d’espèces. Des tracés identiques en nombres d’espèces s’effectuent pour des valeurs de q comprises entre 0 et 4 en pratique.

Les données de biodiversité en Fig. 117–Fig. 123 montrent : le point d’observation, le trait continu l’interpolation, le trait en pointillés l’extrapolation. Pour un nombre d’espèces observées entre 38 et 40, avec un nombre d’individus de 683 et 835, l’extrapolation par bootstrap(50) $q=0$ indique, pour un nombre d’individus de 2000, une diversité de 39,77 et 43,8 (Fig. 117–Fig. 118).

(1) Sample-size-based rarefaction and extrapolation sampling curve

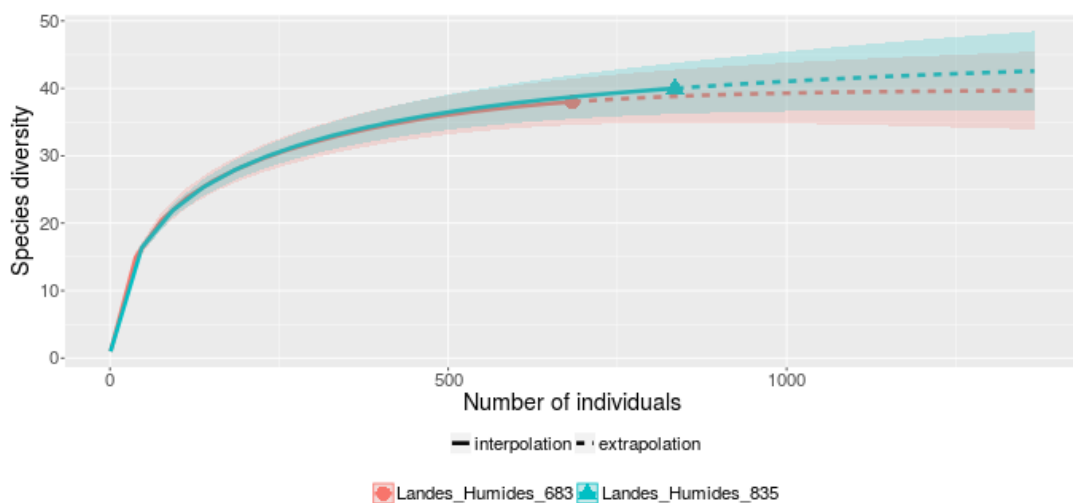


Fig. 117. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d’individus 683 et 835 des landes humides.

(1) Sample-size-based rarefaction and extrapolation sampling curve

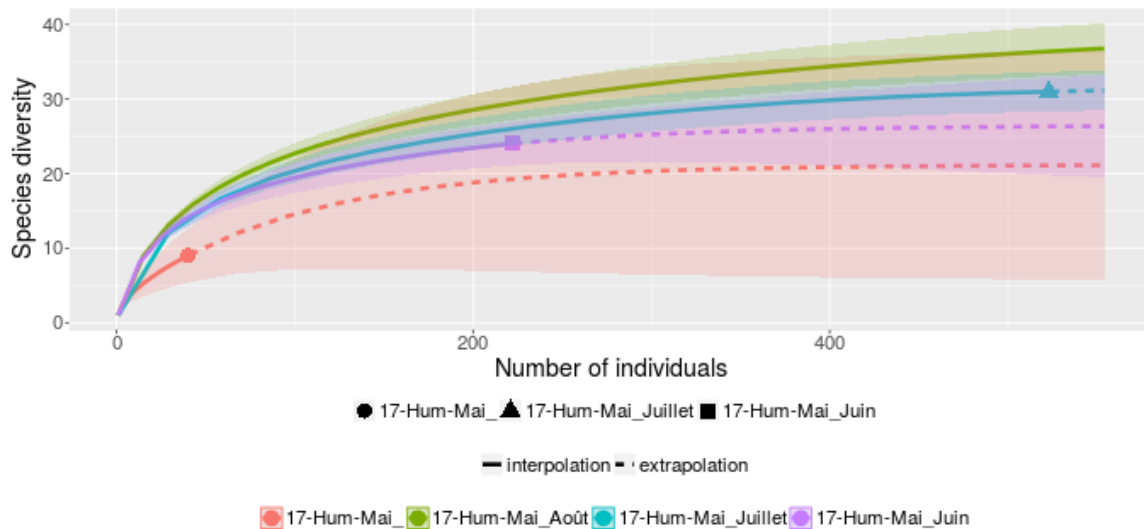


Fig. 118. Cumul des espèces en fonction du temps et du nombre d'individus observé en landes humides.

La comparaison du nombre d'espèces identifié en fonction du nombre d'individus observé des landes humides et des pelouses calcicoles montre que ces deux tracés sont différenciés et place le point d'observation pour visualiser l'effort de dénombrement. Les deux types d'habitat sont bien différents, même en prenant en compte les incertitudes. La diversité spécifique est plus faible en landes humides. Un nombre d'individus plus faible suffit pour avoir le même taux de couverture en landes humides et en pelouses calcicoles. Le nombre d'individus a été obtenu avec le même effort sur le terrain en km parcourus dans les 2 milieux (20 km). Le nombre d'individus (835, 2796) n'est pas forcément une donnée pertinente pour assurer une bonne couverture. C'est une donnée nécessaire dans le sens où il faut pouvoir appliquer les formulations de prévision du taux de couverture qui devient l'indice de référence ensuite (Fig. 119).

(1) Sample-size-based rarefaction and extrapolation sampling curve

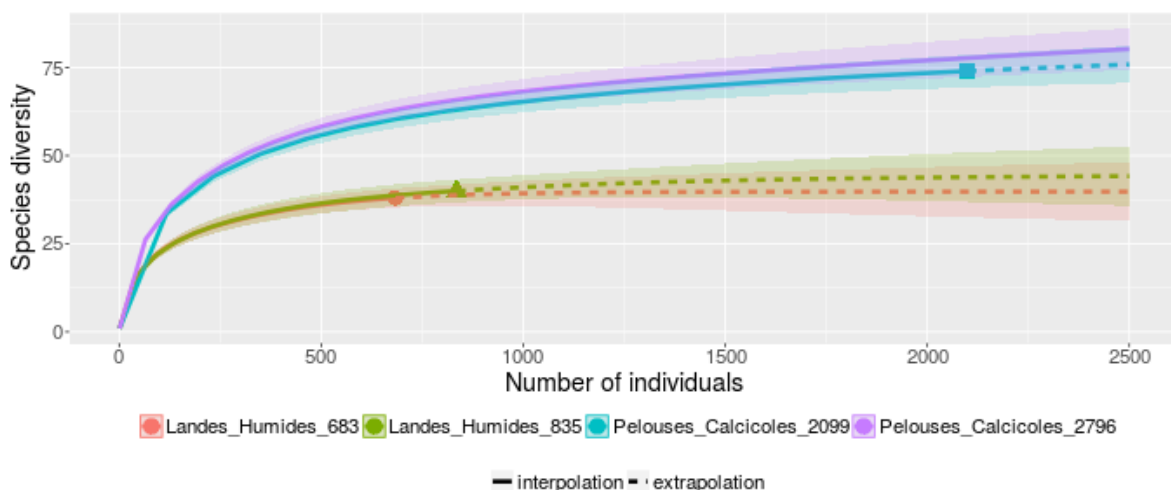


Fig. 119. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus (jusqu'à 3000) des landes humides et des pelouses calcicoles.

Pour $q=0$, l'extrapolation de la diversité spécifique des sites à 300 individus pour un taux de couverture de 98% donne les résultats suivants (de diversité spécifique observée à diversité spécifique interpolée) ($q=0, 1, 2$, Fig. 120–Fig. 123):

- 33-Aérodrome_Bordeaux-Saucats 18 à 25,9
- 33-Etang_de_Lacanau 9 à 9,98
- 33-Lande_de_Brousteyrot 16 à 27,73
- 33-Camp_militaire_de_Souge 6 à 6,98
- 33-Lande_Pouchau 13 à 21,28
- 24-Lande_de_Gavardies 7 à 7,62
- 40-Etang_de_Biscarrosse 11 à 13,91
- 40-Tourbière_de_Maoucout 13 à 15,6
- 40-Tourbière_de_Mées 7 à 9,84
- 64-Ellorimendi_(Lande_de_Mouguerre) 15 à 16,97
- 64-Tourbière_de_Buzy 9 à 9,16
- 64-Vallon_de_Clamondé 20 à 32,07

(1) Sample-size-based rarefaction and extrapolation sampling curve

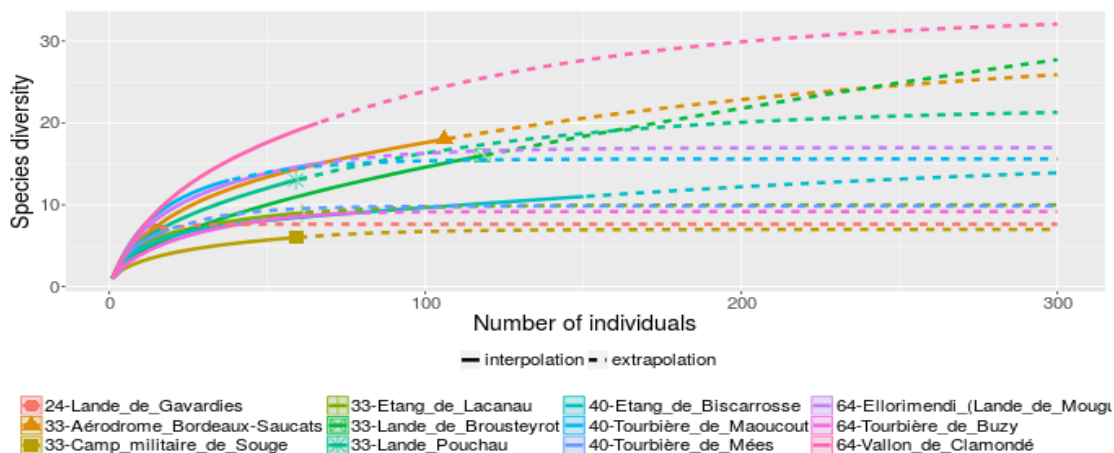


Fig. 120. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus des sites $q=0$.

(1) Sample-size-based rarefaction and extrapolation sampling curve

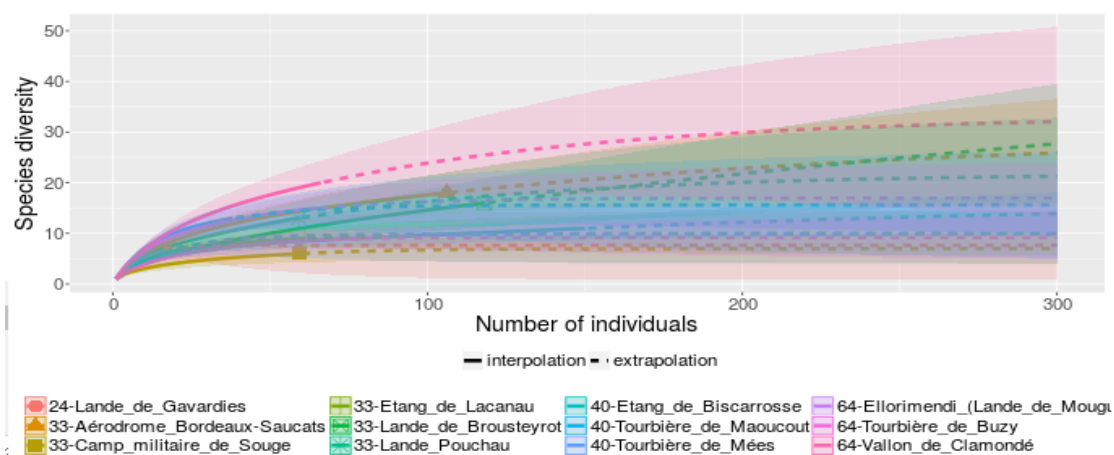


Fig. 121. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus des sites $q=0$.

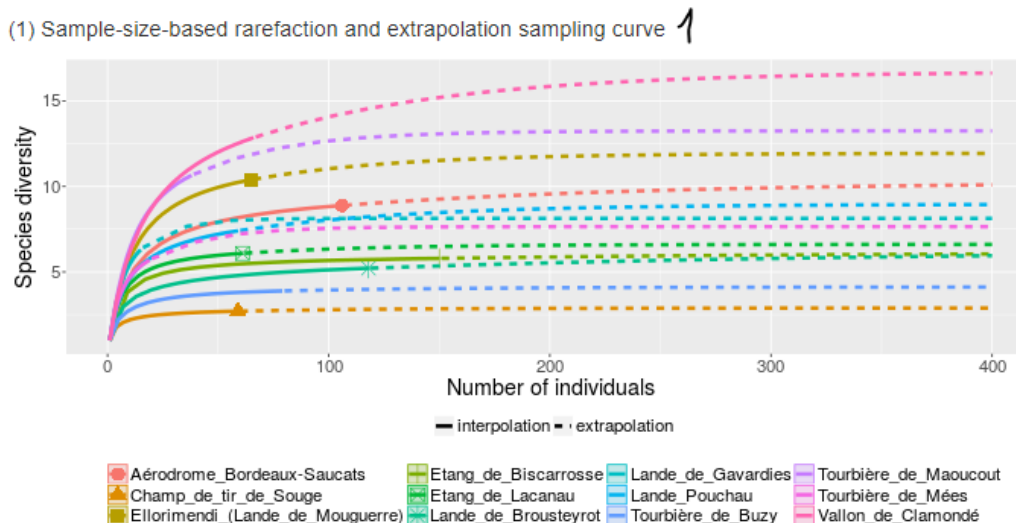


Fig. 122. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus des sites $q=1$.

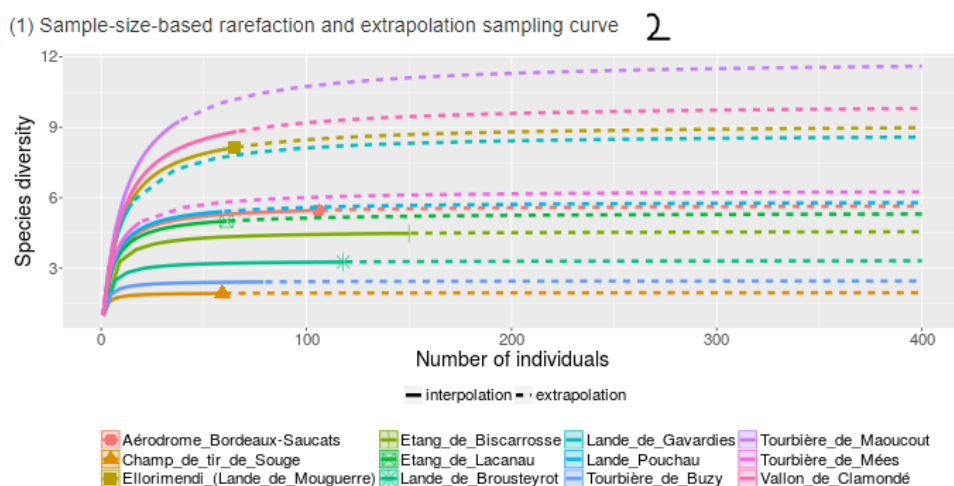


Fig. 123. Interpolation et extrapolation de la diversité spécifique en fonction du nombre d'individus des sites $q=2$.

A partir des espèces observées en particulier celles avec 1 et 2 individus, il est possible d'estimer le profil de diversité exhaustif dit asymptotique pour un effort de couverture qui serait de 100%. Par exemple, le nombre d'espèces repérées sur le site de Brousteyrot est de 16 avec un nombre d'individus de 108. L'estimation limite conduirait à 56 espèces. Ces estimations pour un taux de 100% sont aussi accompagnées d'incertitudes calculées par ré-échantillonnages des données à 95% de confiance (Fig. 124). L'estimation asymptotique n'a pas de sens car elle implique un effort exhaustif impossible dans la pratique. L'extrapolation, un positionnement à un taux de couverture satisfaisant est la solution pratique et sensée.

Le nombre d'espèces est tracé pour illustration pour $q=0$ en fonction du nombre d'individus, il s'agit du nombre total d'espèces. Des tracés identiques en nombres d'espèces s'effectuent pour des valeurs de q comprises entre 0 et 4 en pratique. Les données de biodiversité en Fig. 124, montre : le point d'observation (point rouge), ici 118 individus et 16 espèces, puis le trait continu l'interpolation, le trait en pointillés l'extrapolation jusqu'à 236 individus (pour $q=1$ Fig. 125, $q=2$ Fig. 126).

(1) Sample-size-based rarefaction and extrapolation sampling curve

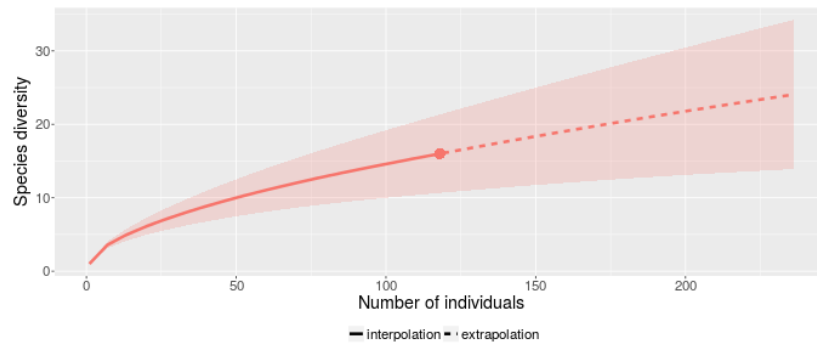


Fig. 124. Nombre d'espèces total, $q=0$, en fonction du nombre d'individus, incertitudes à 95% de confiance.

(1) Sample-size-based rarefaction and extrapolation sampling curve

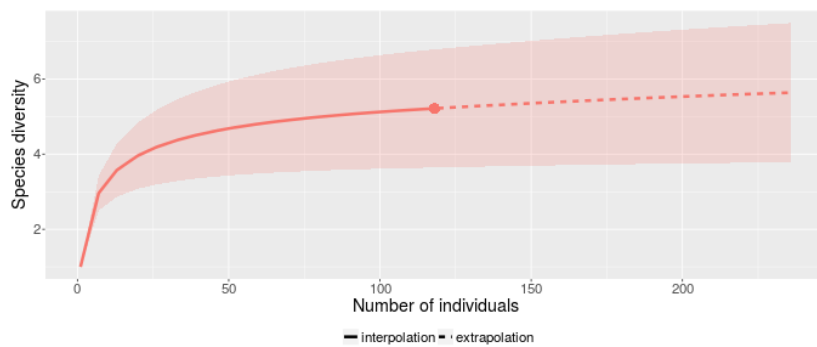


Fig. 125. Nombre d'espèces rares et abondantes, $q=1$, en fonction du nombre d'individus, incertitudes à 95% de confiance.

(1) Sample-size-based rarefaction and extrapolation sampling curve

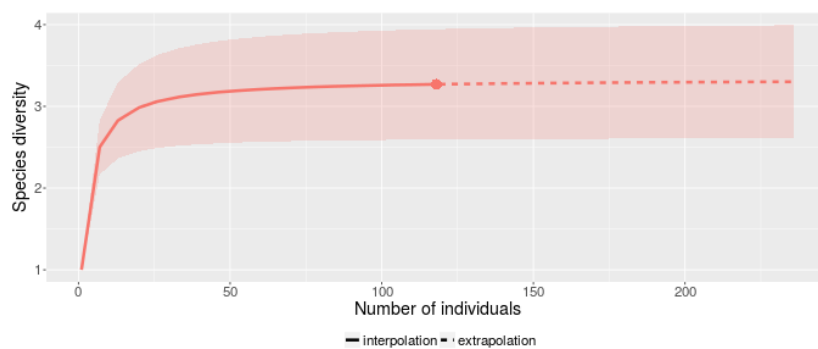


Fig. 126. Nombre d'espèces abondantes pour $q=2$, en fonction du nombre d'individus, incertitudes à 95% de confiance

- Taux de couverture

Le taux de couverture de l'ensemble des sites landes humides suivis en 2017 est de 99,3% (683 individus observés selon le protocole dit strict avec 4 dates d'observations) et aussi de 99,3 % (835 individus au total sur les sites de suivis), au-dessus d'un seuil souhaité minimum de 95% (Fig. 127–Fig. 128).

(2) Sample completeness curve

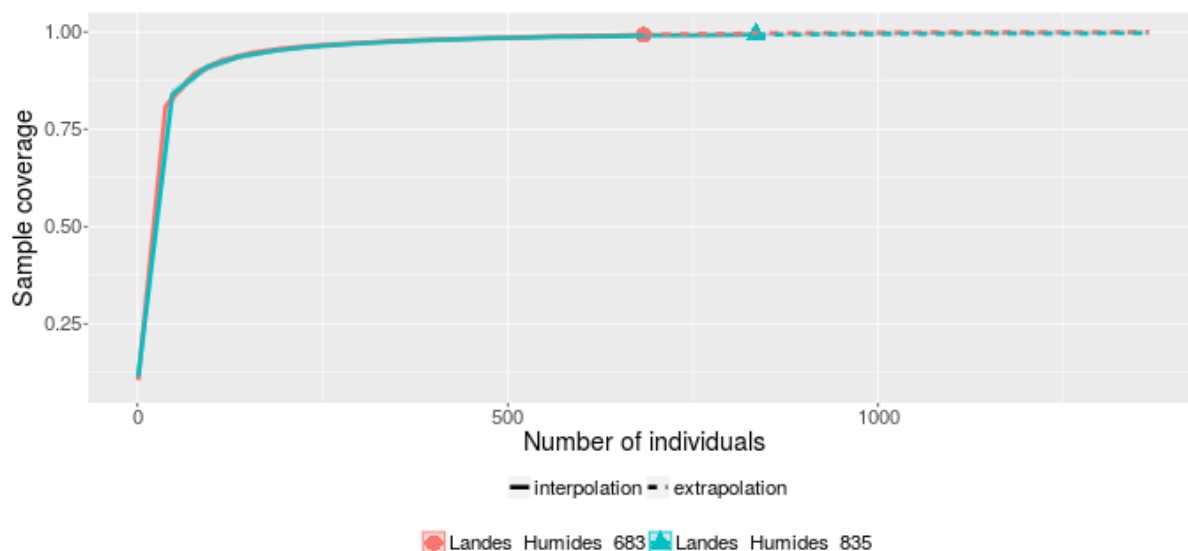


Fig. 127. Taux de couverture en fonction du nombre d'individus observés : 683 et 835.

(3) Coverage-based rarefaction and extrapolation sampling curve

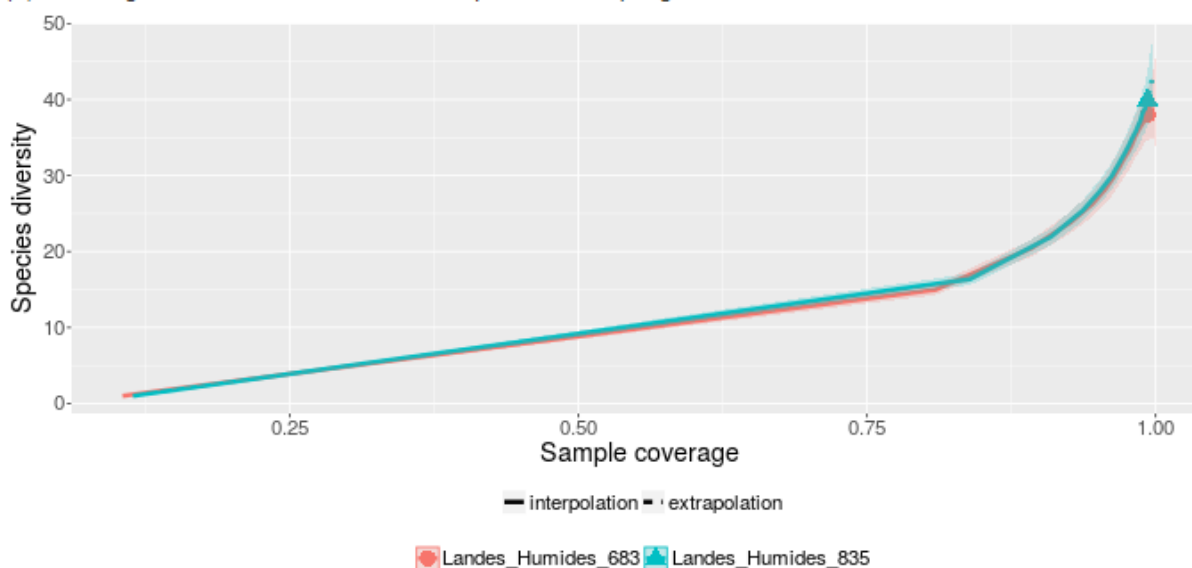


Fig. 128. Diversité spécifique (pour un nombre d'individus observés 683 et 835) en fonction du taux de couverture ($q=0$).

8 sites ont de leur côté un taux de couverture au-dessous du seuil souhaité de 95% (Mees_Hu, Clam_Lh, Gava_Hu, Pouc_Hu, Maou_Hu, Brou_Hu, Sauc_Hu, Ello_Hu). Le taux de couverture estimé si le nombre N d'individus observés y était doublé, comme cela est admis en extrapolation dans la littérature, resterait en dessous du seuil de 95% pour les sites Mees_Hu, Clam_Lh, Pouc_Hu, Brou_Hu (Tab. LXVII, Fig. 129–Fig. 130). L'effort d'échantillonnage de la lande de Brousteyrot est quantifié par le taux de couverture qui est de 92,4% pour les comptages de 2017. Ce taux de couverture est lié à la probabilité qu'un individu de la couverture théorique du site à 100% se retrouve dans une espèce de cet échantillonnage de la lande de Brousteyrot.

Le calcul d'extrapolation surestime l'effort d'échantillonnage à appliquer pour passer de 98 à 99%. Le nombre d'individus peut être plus grand. Un paramètre proposé par Lopez cité dans le rapport

permet de corriger le calcul pour éviter d'envisager important effort d'échantillonnage l'année suivante. Le paramètre moyen de Lopez est ici de $z=1,6$. Il induit une correction de 1,001% négligeable sur ces données.

Tab. LXVII. Taux de couverture des observations de 2017 par sites.

Sites Landes humides, f_i nombre d'espèces observées avec i individus,
 Couv_ f_1f_2 : taux de couverture C_n , lié au nombre n d'individus recensés. Ce calcul est significatif au niveau calcul si le nombre N d'individus observés est suffisant, par exemple 50.
 Couv_ f_1f_2 : taux de couverture C_{n+m} estimé si le nombre N d'individus observés était doublé
 Nombre d'individus mis entre parenthèse après le chiffre des espèces

Nom_Court	S espèces	f1	f2	f3	f4	f0-12	Couv_ f_1f_2 C_n	Couv_ N_x2 C_{n+m}
Sauc_Hu	18(106)	7	2	1	2	12	93.4%	96.3%
Laca_Hu	9(61)	2	2	0	0	1	96.8%	99.6%
Brou_Hu	16(118)	9	1	2	1	40	92.4%	93.9%
Bisc_Hu	11(150)	4	0	0	1	6	97.3%	98.6%
Maou_Hu	13(38)	4	3	2	0	3	89.9%	97.8%
Ello_Hu	15(65)	4	4	1	1	2	94.0%	99.2%
Buzy_Lh	9(79)	1	3	2	0	0	98.8%	100%
Clam_Lh	20(66)	9	3	2	2	13	86.5%	93.1%
Gava_Hu	7(15)	2	3	1	1	1	89.0%	99.4%
Soug_Hu	6(59)	2	0	2	0	1	96.7%	99.6%
Pouc_Hu	13(59)	6	2	1	0	9	89.9%	94.9%
Mees_Hu	7(19)	3	0	2	1	3	85.0%	94.6%

(2) Sample completeness curve

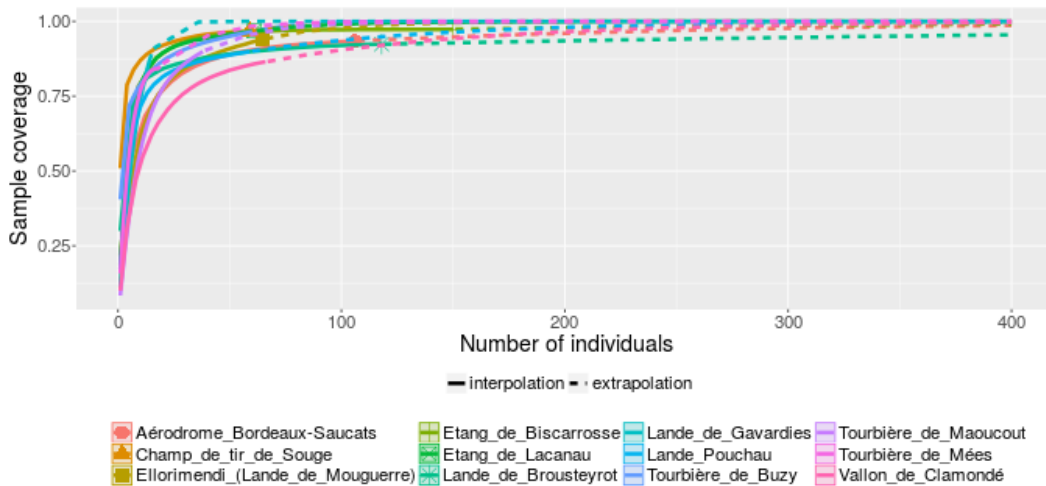


Fig. 129. Taux de couvertures en fonction du nombre d'individus : interpolation et extrapolation.

(3) Coverage-based rarefaction and extrapolation sampling curve

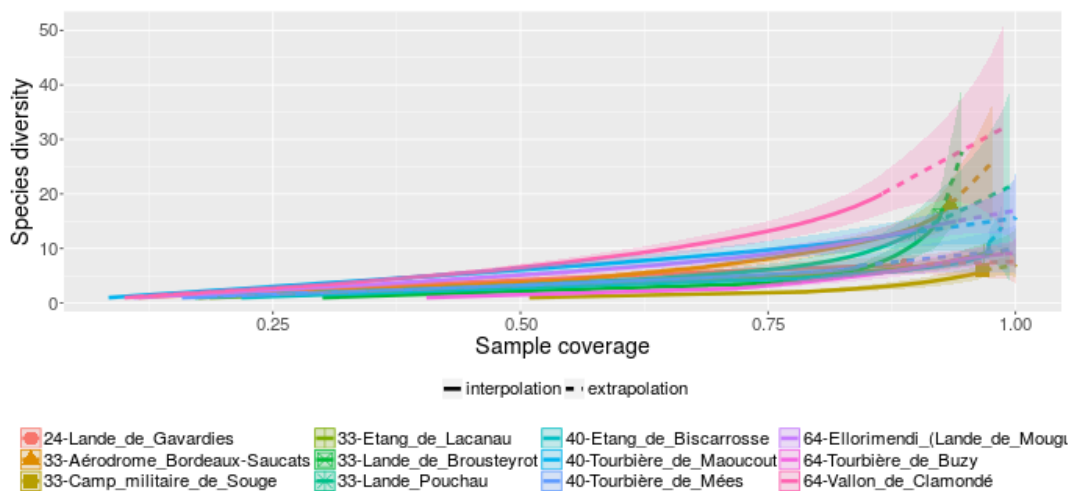


Fig. 130. Diversité spécifique en fonction du taux de couverture : interpolation et extrapolation.

Pour le comptage de l'année 2017 avec une observation cumulée de 118 individus et de 16 espèces, le taux de couverture du site lande de Brousteyrot est à 92% point rouge (Fig. 131–Fig. 134).

(2) Sample completeness curve

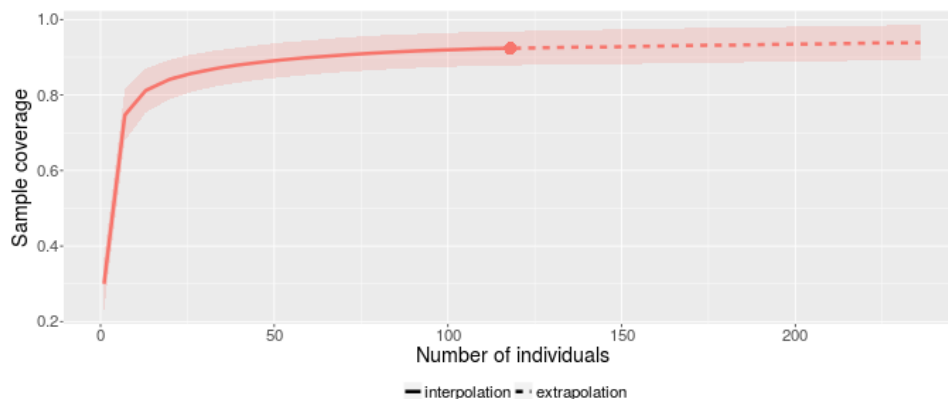


Fig. 131. Couverture du site en nombre d'espèces, $q=0$, en fonction du nombre d'individus, incertitudes à 95% de confiance.

(3) Coverage-based rarefaction and extrapolation sampling curve

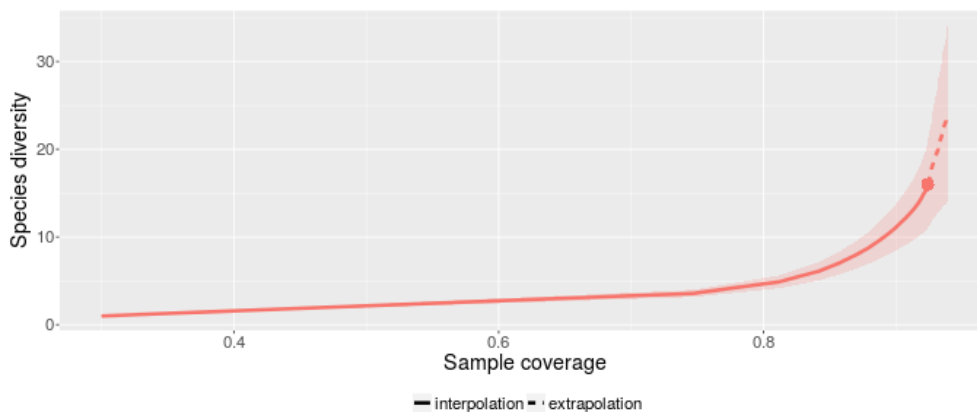


Fig. 132. Diversité en nombre total d'espèces, $q=0$, en fonction du taux de couverture, incertitudes à 95% de confiance.

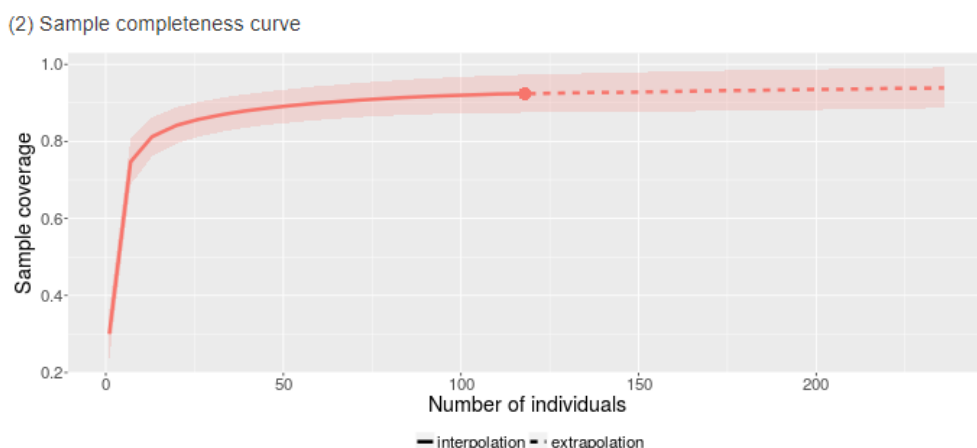


Fig. 133. Couverture du site en nombre d'espèces pour $q=1$, en fonction du nombre d'individus, incertitudes à 95% de confiance.

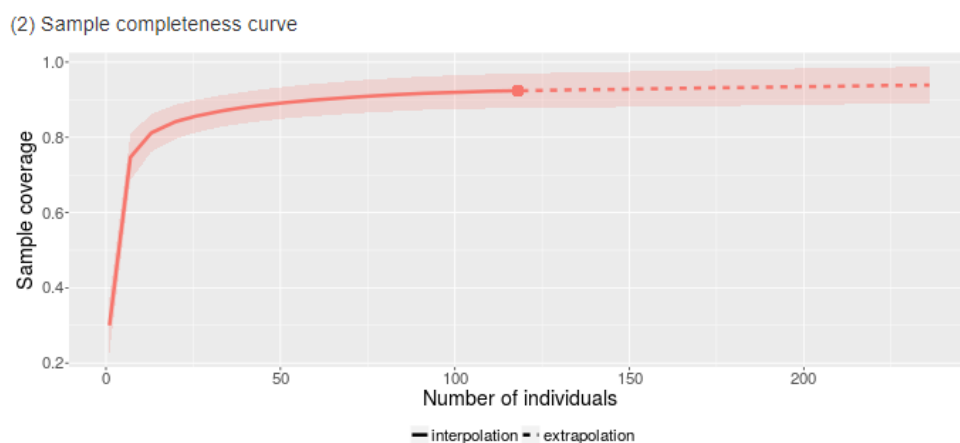


Fig. 134. Couverture du site en nombre d'espèces pour $q=2$, en fonction du nombre d'individus, incertitudes à 95% de confiance.

• Similarités des sites

Sur les 12 sites de landes humides, la valeur D_γ du nombre d'espèces est la diversité spécifique de l'ensemble des sites agglomérés de la région ($q=0$, $D_\gamma=40$). D_α présente le nombre d'espèces moyen par site ($q=0$, $D_\alpha=12$). D_β donne accès au nombre de sites différents constituant la région en fonction de q , de l'indifférence portée aux espèces rares. Pour $q=0$ (nombre d'espèces très rares, rares, communes, nombreuses), l'ensemble des 12 sites des landes humides est équivalent à avoir 3,3 sites différents pour l'ensemble des espèces, pour $q=0,25$ lié aux espèces très rares $D_\beta= 3,1$ sites, pour $q=8$ espèces dominantes $D_\beta= 2,8$. Si les 12 sites étaient strictement identiques en proportions et en espèces alors $D_\beta=1$, D_β est ici en moyenne de 2,6 (Tab. LXVIII). L'hétérogénéité est plus importante que dans le cas des pelouses calcicoles.

Les indices de CqN montrent un pourcentage de recouvrement pour $q=0$ que 79% de toutes les espèces d'un site se chevauchent en moyenne avec les autres sites. UqNs sont des indices de similarité des sites vus de la région. Ils augmentent de 24% à 100% en fonction de q . 24% à 100% des espèces de la région sont partagées en moyenne dans tous les sites. Plus la proportion des espèces abondantes est prise en compte, plus la similarité des espèces de la communauté de la région est partagée dans

les sites. Pour $q=\infty$ ou 8, $CqN=0\%$, l'espèce la plus abondante d'un site ne se retrouve pas dans tous les sites, $UqN=100\%$, l'espèce la plus abondante de la région se retrouve dans tous les sites (Tab. LXVIII).

La similarité avec la prise en compte de la diversité fonctionnelle simple espèces-genre montre des valeurs proches de la similarité de la diversité spécifique stricte hormis pour les espèces abondantes qui y sont différentes (Tab. LXVIII-Tab. LXIX).

Tab. LXVIII. Résultats des paramètres de similarités des sites de pelouses calcicoles.

q	D γ	D α	D β	CqN	UqN	SqN	VqN
0.00	40.0	12.0	3.3	79%	24%	24%	79%
0.05	38.0	11.6	3.3	78%	25%	24%	79%
0.25	31.2	10.2	3.1	76%	33%	27%	81%
0.50	24.9	8.7	2.9	72%	42%	29%	83%
1.00	17.4	6.6	2.6	61%	61%	32%	85%
1.50	13.5	5.2	2.6	47%	76%	33%	86%
2.00	11.2	4.4	2.6	34%	86%	34%	86%
3.00	8.7	3.4	2.6	14%	96%	33%	86%
4.00	7.4	2.8	2.6	5%	99%	32%	85%
6.00	6.3	2.3	2.7	1%	99.9%	31%	84%
8.00	5.8	2.0	2.8	0%	100.0%	30%	83%

Tab. LXIX. Diversités gamme, alpha, bêta, similarités calculées avec les sites pondérés (diversité fonctionnelle simple genre) en fonction du nombre d'individus repérés.

q	D γ	D α	D β	CqN	UqN	SqN	VqN
0.00	40.0	12.0	3.3	79%	24%	24%	79%
0.05	37.9	11.6	3.3	78%	25%	24%	79%
0.25	30.5	10.0	3.1	76%	33%	27%	81%
0.50	23.5	8.2	2.9	72%	42%	29%	83%
1.00	15.1	5.5	2.7	54%	54%	31%	84%
1.50	10.9	4.0	2.7	45%	74%	31%	84%
2.00	8.7	3.2	2.7	31%	84%	31%	84%
3.00	6.5	2.4	2.7	13%	95%	31%	84%
4.00	5.6	2.1	2.7	5%	99%	31%	85%
6.00	4.7	1.8	2.7	1%	99.9%	32%	85%
8.00	4.4	1.6	2.7	0%	100.0%	32%	85%

• Diversité fonctionnelle

Les profils de diversité résument l'information et sont liés principalement aux proportions des espèces de lépidoptères. Les espèces ne sont donc différenciées que par leurs dénombrements. Il est possible d'ajouter une pondération, une distance entre les espèces. En illustration, les résultats suivants montrent la diversité fonctionnelle basée sur un lien simple phylogénétique c'est-à-dire le classement genre des espèces. Les calculs ont été refaits avec la prise en compte de cette pondération. En comparant aux valeurs précédentes de diversité spécifique en fonction de q (Tab. LXX), les valeurs de cette diversité fonctionnelle simple ne sont pas significativement différentes (Test de Wilcoxon signé, $\alpha=0,05$).



Tab. LXX. Landes humides, illustration de diversité fonctionnelle basée sur le lien genre-espèce ; $d_{ij}=a=0.5$ le genre est identique entre i et j , $d_{ij}=1$ le genre est différent, sinon $d_{ii}=0$

	q :	0.0	0.05	0.25	0.5	1.0	1.5	2.0	3.0	4.0	6.0	8.0
	a	Nombre équivalent d'espèces $D(q)$ rapporté à Q_{-Rao}										
Sauc_Hu	0.5	19.3	18.7	16.5	14.1	10.7	8.7	7.5	6.3	5.7	5.1	4.9
Laca_Hu	0.5	9.9	9.7	9.0	8.2	7.0	6.3	5.8	5.2	4.9	4.4	4.2
Brou_Hu	0.5	18.6	17.7	14.4	11.1	7.1	5.3	4.4	3.7	3.5	3.2	3.1
Bisc_Hu	0.5	12.0	11.5	9.9	8.4	6.5	5.6	5.0	4.3	4.0	3.7	3.6
Maou_Hu	0.5	13.2	13.1	12.6	12.0	11.0	10.2	9.6	8.7	8.2	7.7	7.4
Ello_Hu	0.5	15.4	15.2	14.1	12.9	11.0	9.7	8.8	7.6	7.0	6.3	5.9
Buzy_Lh	0.5	11.1	10.8	9.6	8.3	6.6	5.7	5.1	4.6	4.4	4.2	4.1
Clam_Lh	0.5	20.7	20.3	18.8	17.0	14.0	11.9	10.5	8.9	8.0	7.3	7.0
Gava_Hu	0.5	7.1	7.1	7.0	6.8	6.5	6.3	6.1	5.7	5.5	5.2	5.0
Soug_Hu	0.5	7.8	7.6	6.7	5.8	4.7	4.1	3.8	3.4	3.3	3.1	3.1
Pouc_Hu	0.5	13.8	13.5	12.1	10.5	8.3	6.9	6.1	5.2	4.8	4.4	4.2
Mees_Hu	0.5	7.3	7.2	6.9	6.6	6.1	5.7	5.4	5.0	4.7	4.5	4.3

5.3.4 Discussion

- Ajustement de la méthode de suivis des lépidoptères en landes humides

Afin de mettre en évidence des variations de réponse du cortège de lépidoptères de landes humides à différentes latitudes, trois sites ont été sélectionnés en ex-Limousin, venant compléter la liste des sites de landes humides existante. Ces trois sites, pour lesquels les suivis débiteront en 2018, sont (Fig. 135) : Tourbière des Dauges, à St-Léger-la-Montagne ; Grandes landes, à Montrol-Sénard ; Lande de la Flotte et du Cluzeau, à Meuzac.



Sites validés pour les suivis du cortège de lépidoptères en lande humide, en ex-Limousin.

Fig. 135. Situation géographique des sites validés pour les suivis de lépidoptères de landes humides en ex-Limousin.

En 2017, un suivi phénologique simplifié des plantes nectarifères et des plantes hôtes a été élaboré par le CBNSA. Ce suivi avait pour but de contextualiser les données de suivis de lépidoptères en récoltant des données sur les variations éventuelles de disponibilité de la ressource, permettant d'apporter d'éventuels éléments explicatifs des variations de cortège de lépidoptères, en plus des conditions météorologiques directes. Cette méthode de suivi phénologique simplifié a été testée sur chaque site de lande humide sur au moins un transect de suivi lépidoptères (200 x 5 m). Le nombre de plantes nectarifères et de plantes hôtes est moins important en lande humide qu'en pelouse calcicole, mais ce protocole reste quand même difficile à mettre en œuvre. Comme en pelouse calcicole, ce suivi est suspendu.

- **Diversité spécifique et similarité des sites de landes humides**

Les profils de diversité sont des graphiques calculés à partir des abondances de chaque espèce. La littérature indique fortement que leur examen est une donnée importante d'analyse (CHIU *et al.*, 2014a). Les graphiques des profils comme celui de l'exemple de la lande de Brousteyrot peuvent être ensuite résumés par 6 paramètres évitant des analyses complexes. Le cumul du nombre d'espèces abondantes s'obtient avec le paramètre q supérieur à 2, par exemple $q=4$ (part de l'espèce la plus abondante avec $q=\infty$). Le cumul du nombre d'espèces communes et abondantes est donné avec $q=2$ (indice de Simpson). Le cumul du nombre d'espèces rares, communes, abondantes revient à utiliser $q=1$ (indice de Shannon). Enfin, le nombre total d'espèces est donné par $q=0$ (MAGURRAN, 2004 ; CHAO *et al.*, 2012 ; MALLARD, 2016b ; CHAO & CHIU, 2016). Ces paramètres de lissage proposés dans le programme sont des éléments qui peuvent être comparés pour un même site, dans le temps par rapport aux variations climatiques, comparés entre plusieurs sites de même nature, par exemple ici les landes humides.

Les analyses en composantes principales ont montré une similarité des diversités spécifiques entre les sites du département des Landes et des Pyrénées d'une part, et les sites du département de la Gironde et limitrophe du département des Landes d'autre part. La diversité spécifique en lépidoptères est la plus faible sur le site de Soug_Hu et plus forte pour les sites Clam_Lh et Maou_Hu. Le site Soug_Hu, bien échantillonné, est occupé par des végétations à tendance mésohygrophile où les taxons plus strictement hygrophiles ou mésophiles sont peu représentés. Le site Clam_Lh est occupé par des végétations plus hygrophiles où les taxons strictement mésophiles sont rares ou absents (§5.2). Des paramètres environnementaux et biologiques seront ainsi pris en compte dans les prochaines analyses pour expliquer plus finement ces premiers résultats exploratoires. L'analyse en composantes principales utilisée avant une régression permet d'éviter d'utiliser des variables redondantes. Cette première analyse descriptive peut être complétée par des analyses de modèle Linéaire Généralisé (GLM) dans le prochain rapport.

- **Evaluation de l'effort d'échantillonnage**

En pratique, l'observation exhaustive des espèces ne peut pas être réalisée. Elle est ainsi remplacée par des échantillonnages dont il faut assurer une première pertinence par l'analyse de l'accumulation des individus. La qualité de l'échantillon est quantifiée par le taux de couverture ou effort d'échantillonnage qui est calculable grâce aux travaux Alan Turing et I.J.Good (GOOD, 1953). Si cela est nécessaire, si les comparaisons entre sites, dans l'espace, dans le temps, doivent être abordées à taux de couverture constant, il est en pratique plus adapté d'extrapoler les données des sites moins bien échantillonnés avec son incertitude et si nécessaire d'interpoler les sites les mieux échantillonnés. L'extrapolation est un moyen à privilégier pour conserver les données des sites les mieux dénombrés mais dans le cas d'indices globaux, agrégeant les sites, elle ajoute une incertitude aux résultats qui

sont ceux des sites avec un taux de couverture maximal. L'interpolation est plus fiable, entraîne peu d'incertitudes, mais les valeurs sont rapportées à un taux de couverture moyen plus faible (MALLARD, 2016b). Dans la mesure où il est possible d'estimer le taux de couverture des sites, la comparaison des données des sites à taux de couverture constant est une information beaucoup plus fiable que celle obtenue à nombre d'individus comptés identique (CHAO & JOST, 2012).

Une couverture à 100% de tous les sites n'est pas un objectif. Pour comparer les sites, au lieu de rechercher une telle asymptote, il est possible d'interpoler les données existantes à des taux plus bas, par exemple un site couvert à 99% peut être dégradé à 95% en nombre d'espèces. Les sites avec un taux plus faible par exemple 90% peuvent être à leur tour extrapolés comme s'ils avaient été échantillonnés à 95%. Ainsi les sites ne sont pas comparés en prenant la valeur du site le moins bien échantillonné mais avec un compromis par interpolation et extrapolation. Une couverture comparable entre sites évite d'envisager un échantillonnage exhaustif. La littérature conseille de ne pas dépasser une extrapolation d'un facteur 2 pour le nombre d'individus. Le site Clam_Lh par exemple demanderait un effort supplémentaire d'observations et d'après les résultats des courbes d'accumulation utilisant les modèles dits « STAR », une observation supplémentaire à une date autre est équivalente à couvrir une plus grande surface. Pour éviter de recompter les mêmes individus, une date supplémentaire est préférable à un effort en temps d'observation sur place perturbant le milieu en introduisant des biais d'observations.

Dans le cas d'étude de la lande de Brousteyrot, le seuil du taux de couverture est inférieur à une valeur de seuil utilisé conventionnellement de 95%. Il est difficile à augmenter car il ne passe qu'à 94% par exemple en doublant le nombre d'individus. Le calcul est toutefois plutôt pessimiste dans la mesure où ce taux est basé sur les singletons et les doubletons observés et ne prend pas en compte le fait que ceux-ci diminuent en fonction du taux de couverture (LOPEZ *et al.*, 2012). Pour augmenter l'effort d'échantillonnage, il existe deux possibilités, soit augmenter le nombre de transect ou augmenter la fréquence des suivis dans le temps. Le nombre et le positionnement des transects ont été élaborés pour couvrir la surface de l'habitat homogène mais également pour éviter le biais du double comptage (MALLARD, 2016b). Il a ainsi été décidé d'augmenter le nombre de suivis tous les 15 jours soit 8 passages entre mai et août. Cet ajustement du protocole sera évalué en 2018. L'agrégation des données sur la région reste la donnée globale à respecter et la couverture est bonne avec les sites et le protocole déjà en place.

Dans le cadre du programme les sentinelles du climat, l'année 2016 a permis la mise en place du protocole de suivis des lépidoptères de landes humides (MALLARD, 2016b). La méthode de comptage est ajustée, évaluée et optimisée au cours du temps par l'intermédiaire de l'analyse mécanistique pour comprendre et statistique pour hiérarchiser les résultats de l'effort d'échantillonnage.

- Perspectives d'analyse mécanistique et statistique

Ces observations sur le terrain dans le temps conduisent à des dénombrements d'individus qui sont répertoriés dans des espèces. Cela conduit à des données premières et un traitement de mesure de biodiversité qui est effectué à partir de leurs proportions relatives. Des profils de diversité résument l'information et sont liés principalement à ces proportions ici illustrées suivant le cas d'étude de la lande de Brousteyrot. Les espèces ne sont donc différenciées que par leurs dénombrements. Il est possible ensuite d'ajouter une pondération, une distance entre les espèces issue de différents traits biologiques (par exemple la taille). En complément, ces espèces peuvent être dissociées selon leurs histoires évolutives (MALLARD, 2016b). La théorie de l'évolution est reconnue comme la référence pour décrire l'évolution des plantes et des animaux dans le temps. L'analyse des profils de diversité sera



ainsi complétée au cours du programme par l'intégration des traits biologiques et de la diversité phylogénétique. Le travail des méthodes de calcul associées a été abordé à titre exploratoire, l'aspect programmation présente une complexité classée de moyenne dans le sens où les tableurs restent des outils suffisants pour des analyses année par année.

5.4 Azuré des mouillères (*Phengaris alcon*)

Auteurs : Sandy Bulté, Fanny Mallard, Contributeurs : Pierre-Yves Gourvil, David Soulet

Face au changement climatique, les espèces de lépidoptères associées aux landes humides, comme l'Azuré des mouillères (*Phengaris alcon* écotype « *alcon* »), peuvent être sujettes à des disparitions locales.

Phengaris alcon possède un cycle de vie complexe qui dépend à la fois de la présence d'une plante-hôte spécifique, *Gentiana pneumonanthe*, et de fourmis-hôtes spécifiques *Myrmica scabrinodis*, *M. ruginodis* ou *M. rubra*, qui sont nécessaires au développement de la chenille. L'été, les femelles pondent 50 à 100 œufs répartis sur les boutons floraux de *G. pneumonanthe*. Il s'agit d'une plante hémicryptophyte, vivace, inféodée aux zones humides : prairies humides et zones marécageuses (MAES *et al.*, 2004). Sa floraison est plutôt tardive et s'étale de juillet à octobre (selon sa répartition géographique). Après quelques jours d'incubation, les chenilles sortent de l'œuf et s'enfoncent dans la fleur où elles subissent plusieurs mues. Elles se laissent ensuite tomber au sol où elles sont rapidement adoptées par des fourmis du genre *Myrmica*. Ainsi, la survie de *P. alcon* dépend d'un équilibre entre l'évolution de la végétation et de la présence de ses deux hôtes, *G. pneumonanthe* et fourmis du genre *Myrmica*.

A travers la modélisation de différents scénarios, Cormont *et al.* (2013) ont étudié les effets du changement climatique sur les populations de *G. pneumonanthe* et leurs répercussions sur les populations de *P. alcon*. Ils ont montré que des températures plus élevées, entraînant une détérioration des populations de gentianes, affectaient négativement les populations de *P. alcon* (CORMONT *et al.*, 2013). Ceci témoigne de l'importance des relations qu'il peut exister entre une espèce de lépidoptère et sa plante hôte. Ainsi, une désynchronisation entre la période de vol des imagos et la période de floraison de *G. pneumonanthe* pourrait également entraîner des impacts sur les populations de *P. alcon*.

L'hypothèse est que, face à un réchauffement climatique (températures plus élevées au printemps, sécheresses précoces), la floraison de *G. pneumonanthe* pourrait être décalée et devenir plus précoce d'année en année. Ce décalage serait variable selon la zone géographique et le contexte (montagne/plaine) et entraînerait ainsi des impacts qualitatifs (date de ponte, positionnement des œufs sur la plante hôte) et quantitatifs (nombre d'œufs pondus par les femelles) sur les populations de *Phengaris alcon* écotype « *alcon* ».

L'objectif de l'étude est de déterminer les impacts potentiels du changement climatique sur la phénologie de *G. pneumonanthe* et d'en évaluer les conséquences sur les populations de *P. alcon*.

5.4.1 Matériel et méthodes

• Sélection des sites

La sélection des sites est réalisée en fonction de la répartition de *Phengaris alcon*, de la présence de populations importantes sur des habitats à forte densité de *G. pneumonanthe* et d'une répartition spatialement équilibrée en ex-Aquitaine. La maîtrise foncière est également un élément fondamental à prendre en compte afin d'assurer la pérennité des suivis dans le temps.

La répartition spatiale de *P. alcon* est limitée à quelques zones en ex-Aquitaine (Fig. 136). La sélection porte sur les sites qui présentent les plus grandes surfaces, qui sont les moins impactés par la fragmentation et qui ont les plus fortes densités de population de *P. alcon*. Avec l'extension à la région Nouvelle-Aquitaine, des sites sélectionnés en ex-Limousin viendront par la suite compléter le réseau de sites existants pour les analyses.

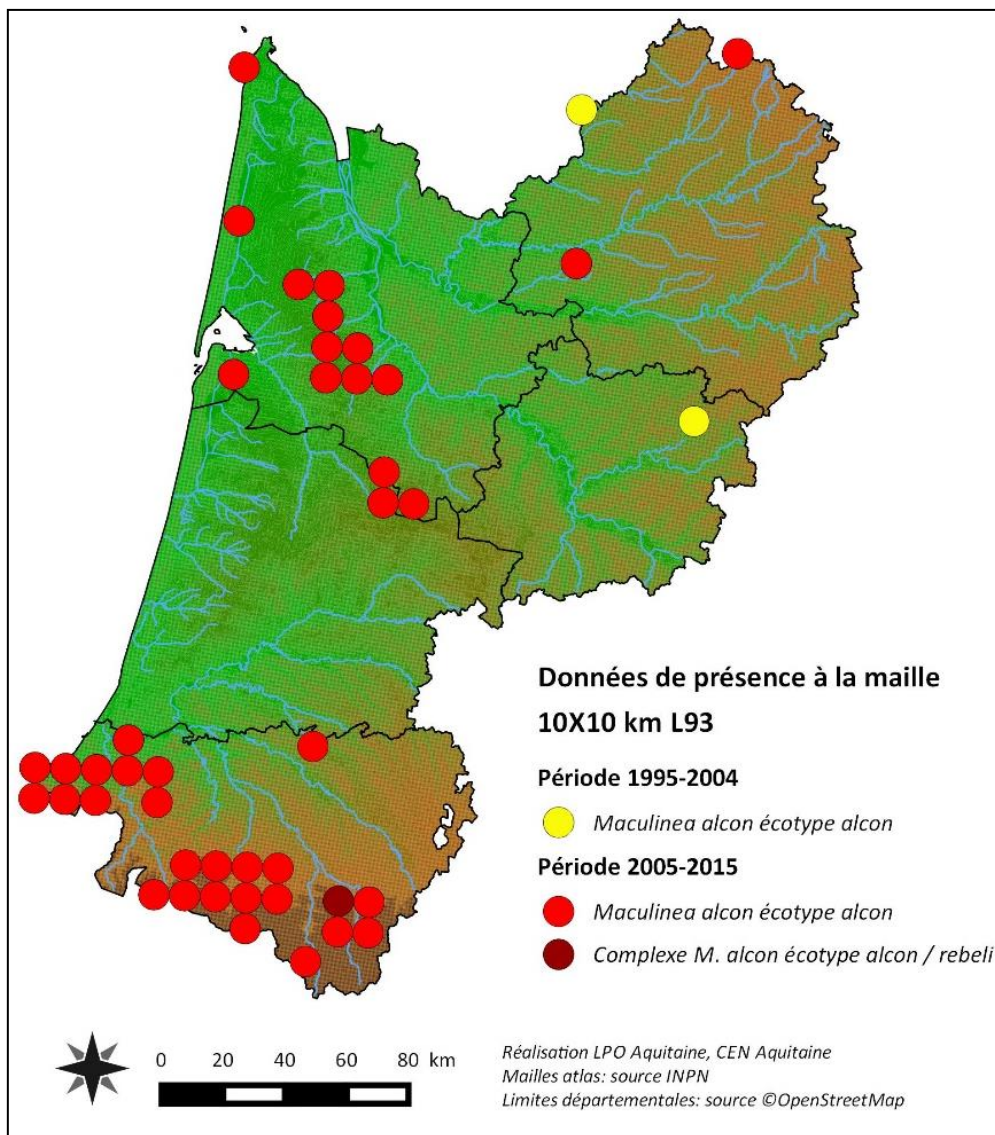


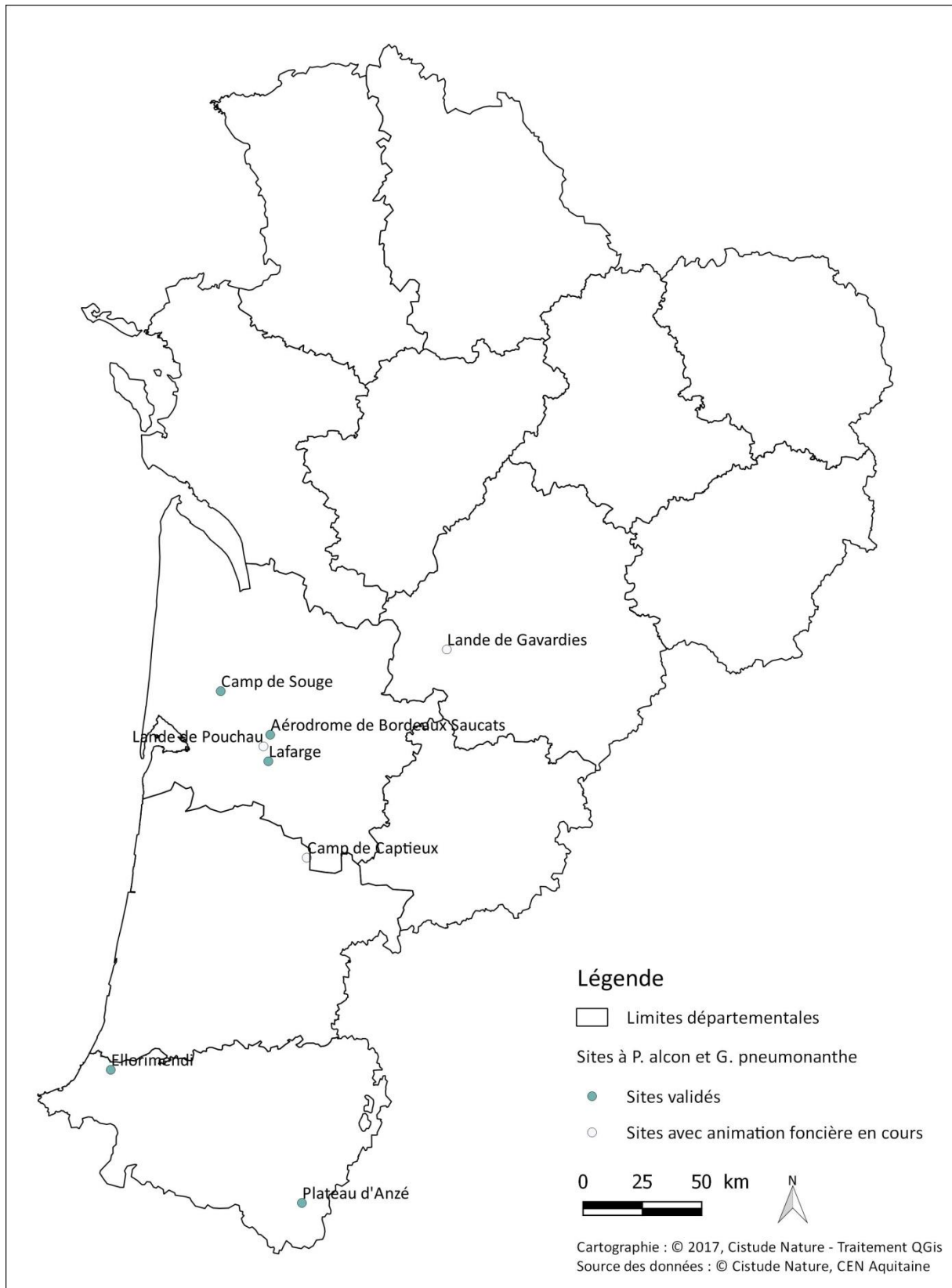
Fig. 136. Données de présence de *Phengaris alcon* en Aquitaine (Gourvil et al., 2015).

- Description des sites choisis

En 2016, six sites, répondant aux critères énoncés précédemment, ont été sélectionnés (Fig. 137, Tab. LXXI). Une présentation des suivis et une demande d'autorisation d'accès ont été faites auprès des propriétaires et des gestionnaires des sites suivants : Camp militaire de Souge, Aéroport de Bordeaux-Léognan-Saucats et le camp militaire de Captieux, sites reconnus pour leur importante population de *P. alcon*.

En 2017, des difficultés d'accès ont été rencontrées sur le camp de Captieux, empêchant la réalisation des suivis. Suite à des échanges avec les acteurs du territoire dont la Réserve Naturelle Nationale géologique de Saucats-La Brède, ce site a été remplacé par la carrière de Lafarge. Cependant les populations connues de *P. alcon* et de *G. pneumonanthe* sont nettement moins importantes que sur le site du camp de Captieux.

En 2017, une animation foncière a également été réalisée sur les sites dont l'accord n'avait pas encore été obtenu en 2016. Suite à des refus de propriétaires pour la réalisation des suivis ou bien à des populations trop dégradées, deux sites ont été remplacés : lande de Limenut à Léognan et la tourbière de Pédestarrés à Louvie-Juzon. Des animations foncières sont actuellement en cours sur les sites de remplacement et vont être réalisées sur des sites favorables découverts en 2017 (Brisous/Hélette, Tardet-Sorholus). Les sites en ex-Limousin viendront également compléter le réseau des sites afin d'augmenter les données recueillies pour les analyses.



Sites validés et en cours de validation pour les suivis de *Phengaris alcon* et *Gentiana pneumonanthe*.

Fig. 137. Situation géographique des sites d'études pour le suivi de *P. alcon* et de la *G. pneumonanthe*.



Tab. LXXI. Caractéristiques des sites étudiés dans le cadre du suivi de P. alcon.

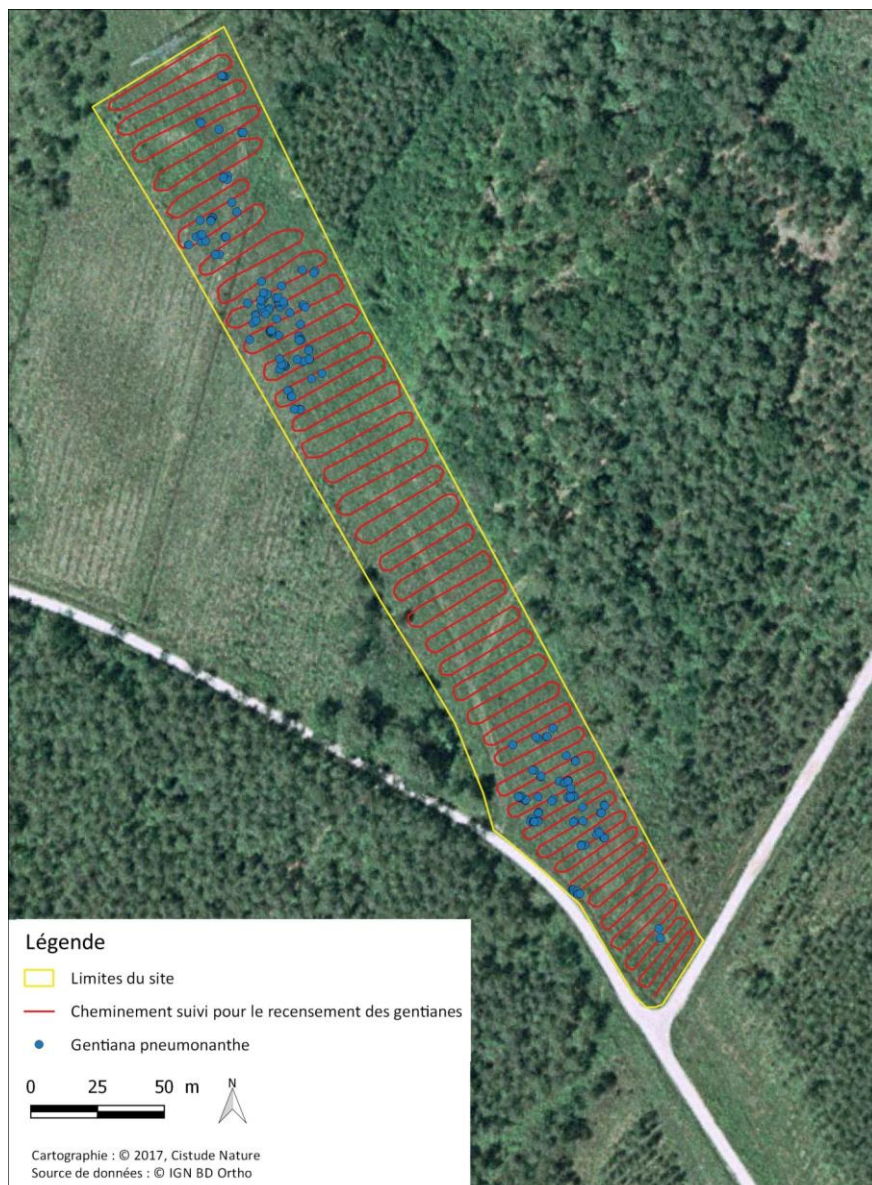
Dé p.	Commune	Dénomination	Superficie	Statut	Code statut	Propriétaire/Gestionnaire	Accord	Statut de validation	Station météo	Structure 2016	Observateur 2016	Observateur 2017
33	Léognan/Martilac	Aérodrome de Bordeaux Saucats	15 ha	ENS	/	Aérodrome/Communauté de communes de Montesquieu	Oui	Validé	Oui	Cistude Nature	Galland Dominique	Bulté Sandy
33	Saucats	Carrière de Lafarge	4.4 ha	/	/	RN de Saucats La Brède	Oui	Validé	Oui	Cistude Nature	/	Bulté Sandy
33	Martignas	Champ de tir de Souge	15.3 ha	ZNIEFF	720002379	Armée de Terre. Gestion ONF + CEN Aquitaine	Oui	Validé	Station de suivi rhopalocère pour le moment.	CEN Aquitaine	Bertolini Amélie	Bertolini Amélie
64	Laruns	Plateau d'Anzé	1 ha	/	/	Commune de Laruns	En cours. Attente du retour de la convention. Ok sur principe	Validé	Oui	CEN Aquitaine	Gourvil Pierre-Yves	Gourvil Pierre-Yves
64	Mouguerre	Ellorimendi	0.8 ha	Site CEN	/	Privé géré par le CEN Aquitaine	Oui	Validé	oui	CEN Aquitaine	Dejean Nicolas	Dejean Nicolas
24	Mussidan	Landes de Gavardies		Privé. Futur site CEN ? (proposition d'achat en cours)	/	Privé	/	En cours	/	/	/	/
33	Saucats	Lande de Pouchau	1.67 ha	/	/	Privé/RTE – CEN Aquitaine	En cours	En cours	Non	Cistude Nature	/	Bulté Sandy
40	Callen	Camp de Captieux	20 ha	Natura 2000	FR7200723	Camp militaire/ONF	Ok sur principe mais difficulté d'accès au site en 2017, à voir pour les années suivantes	En cours	Non	Cistude Nature	Galland Dominique	/non prospecté en 2017
33	Léognan	Lande de Limenut	1.3 ha	/	/	Privé/RTE – CEN Aquitaine	Non, refus du propriétaire	Abandonné	Non	Cistude Nature	Galland Dominique	/ Site non retenu.
64	Louvie-Juzon	Tourbière de Pédestarrès	5.9 ha	/	/	Commune de Louvie-Juzon	Non	Abandonné	Non	CEN Aquitaine	Gourvil Pierre-Yves	/ Site non retenu.

- Définition et positionnement des points d'échantillonnage

- Comptage de *G. pneumonanthe*

En 2016, un relevé des hampes florales de *G. pneumonanthe* a été réalisé sur les sites suivants : aérodrome de Bordeaux-Léognan-Saucats, Plateau d'Anzé, Ellorimendi. En 2017, ce relevé a été réalisé sur les sites restants : camp militaire de Souge, lande de Pouchau (site potentiel dont l'animation foncière est en cours) (Annexe 24).

La méthode de recensement des gentianes a consisté à pointer au GPS, avec une précision de 3 m (précision maximale des GPS standard), les hampes florales en parcourant l'ensemble des zones favorables aux gentianes par bande de deux mètres (Fig. 138). Afin de réévaluer l'évolution de la répartition spatiale de la gentiane, un recensement est effectué tous les deux ans sur chaque site.



Méthode de recensement de *Gentiana pneumonanthe*

Fig. 138. Illustration de la méthode de recensement de *Gentiana pneumonanthe* sur la lande de Pouchau.

- Suivis de *G. pneumonanthe* et des pontes de *P. alcon*

Par rapport au suivi des cortèges de lépidoptères, il n'existe pas actuellement de protocole standardisé au niveau national. Plusieurs études ont utilisé la méthode des quadrats dans le cadre du suivi des pontes sur les pieds de *G. pneumonanthe*. Cette méthode détermine une surface délimitée dans laquelle les comptages des populations sont réalisés.

Deux méthodes de quadrats se dégagent dans la littérature pour étudier le succès de la ponte de *P. alcon* et le changement de phénologie de *G. pneumonanthe* (KESEL & URBAN, 1999 ; VAN DYCK & REGNIERS, 2010). En 2017, ces deux méthodes ont été testées et comparées afin d'établir la méthode la plus adéquate pour continuer les relevés jusqu'en 2021.

- Méthode des quadrats permanents

La première méthode utilise des quadrats permanents. Des carrés de 100 m² (10 m x 10 m) (VAN DYCK & REGNIERS, 2010) sont disposés sur des zones à forte densité de *G. pneumonanthe*. Le nombre de quadrats à suivre est défini de sorte qu'au moins 20% des gentianes recensées soient échantillonnées. La méthode de sélection des quadrats est la suivante (Fig. 139) :

- 20% de la totalité des gentianes recensées sur la surface favorable (données de recensement des gentianes) sont calculés ;
- sous SIG, la zone favorable à *G. pneumonanthe* est quadrillée selon un maillage de 10x10 m orienté nord-sud (maillage généré automatiquement par le logiciel SIG) ;
- pour chaque quadrat de 10x10 m, les gentianes sont dénombrées (d'après les pointages GPS réalisés sur le terrain et retranscrit sous SIG) ;
- une sélection des quadrats où la densité de gentianes est assez élevée (seuil variable selon les sites, Fig. 139) est réalisée ;
- un tirage aléatoire est effectué parmi les quadrats présélectionnés jusqu'à ce que les 20% de la totalité des gentianes recensées soient atteints.

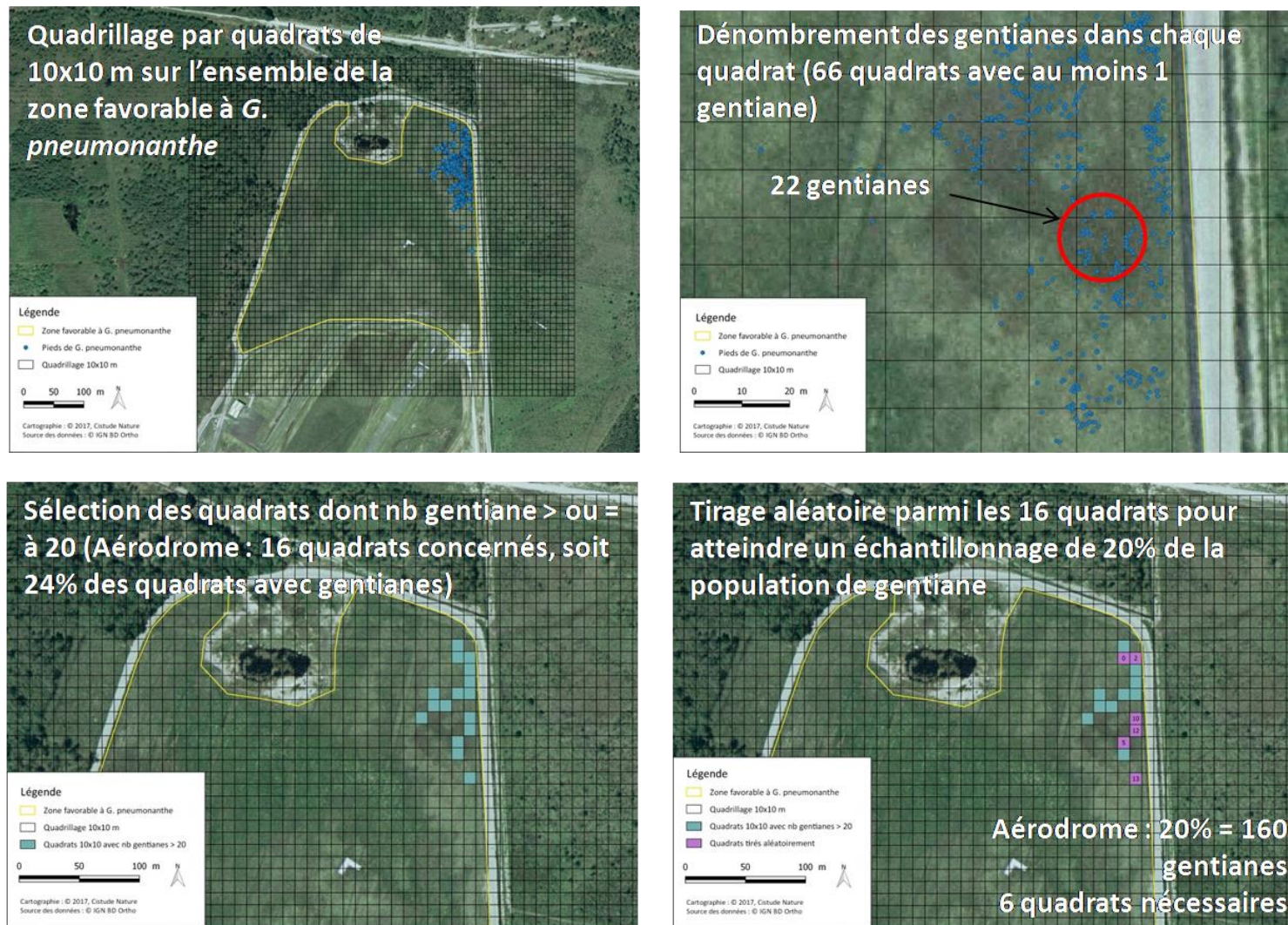


Fig. 139. Les différentes étapes de la méthode de sélection des quadrats pour le suivi de *P. alcon* et *G. pneumonanthe*.

Cette méthode des quadrats permanents a été testée de façon régulière (plusieurs passages) sur 4 sites en 2017. Pour chacun des sites, les valeurs, correspondantes aux différentes étapes pour la sélection des quadrats, sont indiquées dans le Tab. LXXII.

Tab. LXXII. Valeurs des différents critères de sélection des quadrats pour le suivi de *P. alcon* et de *G. pneumonanthe*.

Sites	Ellorimendi	Plateau d'Anzé	Aérodrome	Lafarge
NB de gentianes pointées	280	1195	799	137
Nombre seuil de gentianes pour la sélection des quadrats	10	30	20	4
NB de quadrats à densité élevée	10	18	16	10
NB de gentianes à échantillonner (20% du NB de gentianes pointées)	56	239	160	28
NB de quadrats à échantillonner	4	6	6	6

Selon l'évolution spatiale des gentianes, c'est-à-dire la diminution des pieds dans un quadrat en dessous du seuil établi, l'emplacement des carrés pourra être ajusté dans la limite des conditions microclimatiques similaires.

- Méthode des transects

La deuxième méthode utilise plusieurs transects disposés sur chaque site d'étude. Les transects sont composés de quadrats continus de 4m² (2m x 2m) (KESEL & URBAN, 1999) sur un transect d'environ 100m (soit 200 m²). Les transects sont orientés nord-sud. De la même manière que la première méthode, le nombre de transects à suivre est défini de sorte qu'au moins 20% des gentianes recensées soient échantillonnées (Fig. 140). La méthode de sélection des quadrats est la suivante :

- 20% de la totalité des gentianes recensées sur la surface favorable sont calculés ;
- sous SIG, la zone favorable à *G. pneumonanthe* est quadrillée selon un maillage de 2x2 m orienté nord-sud (maillage généré automatiquement par le logiciel SIG) ;
- les quadrats 2x2 m sont ensuite fusionnés de sorte à former des transects orientés nord-sud de 2 m de large ;
- pour chaque transect, les gentianes sont dénombrées;
- une sélection des transects où la densité de gentianes est assez élevée (seuil variable selon les sites, Tab. LXXII) est ensuite réalisée ;
- un tirage aléatoire est effectué parmi les transects présélectionnés jusqu'à ce que les 20% de la totalité des gentianes recensées soient atteints.

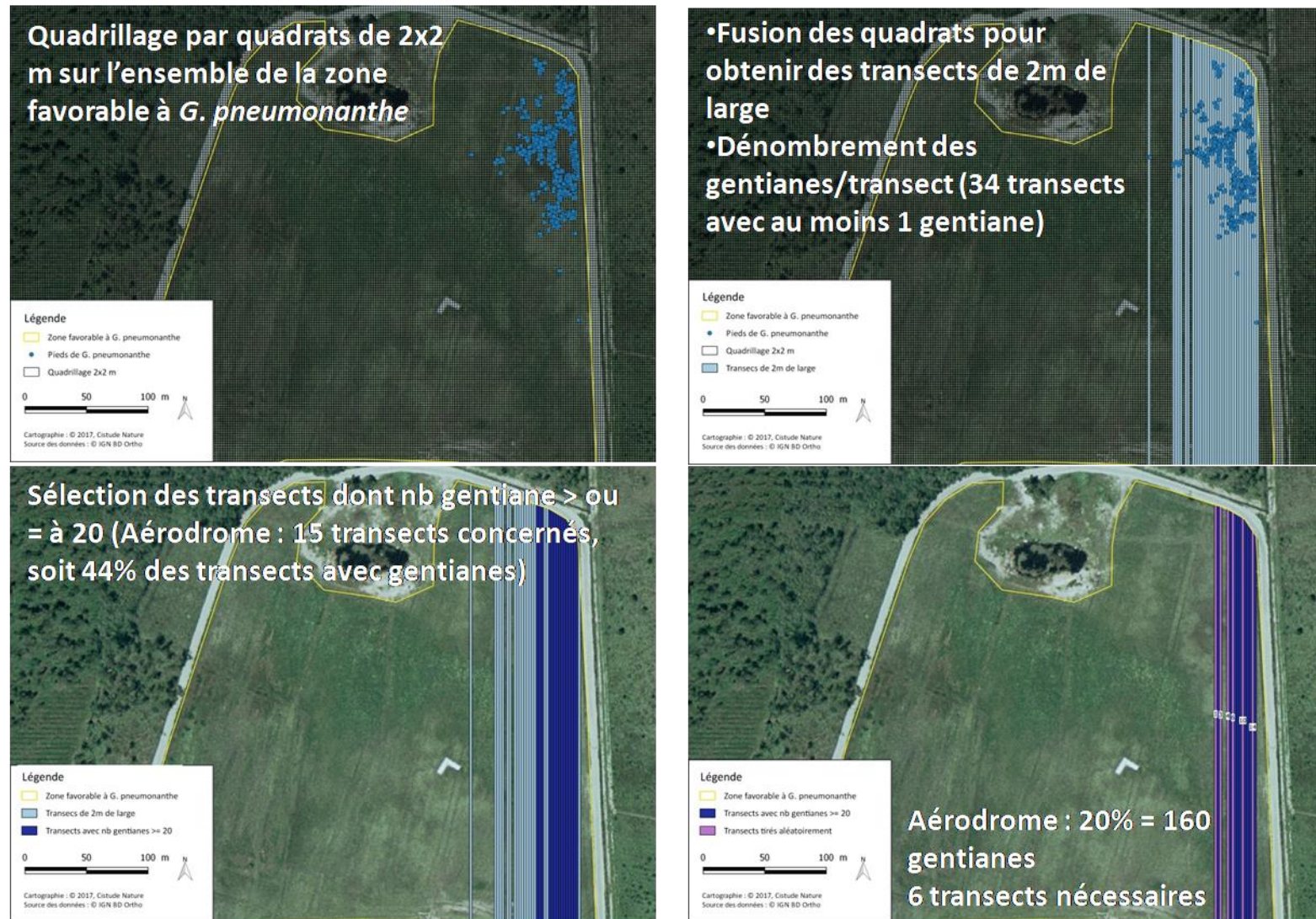


Fig. 140. Les différentes étapes de la méthode de sélection des transects pour le suivi de *P. alcon* et de *G. pneumonanthe*.

Cette méthode des transects a été testée au moins une fois sur 4 sites en 2017. Pour chacun des sites, les valeurs correspondantes aux différentes étapes pour la sélection des transects sont indiquées dans le Tab. LXXIII.

Tab. LXXIII. Valeur des différents critères de sélection des transects pour le suivi de *P. alcon* et de *G. pneumonanthe*.

Sites	Ellorimendi	Plateau d'Anzé	Aérodrome	Lafarge
NB de gentianes pointées	280	1195	799	137
Nombre seuil de gentianes pour la sélection des transects	10	20	20	5
NB de transects à densité élevée	9	26	15	9
NB de gentianes à échantillonner (20% du NB de gentianes pointées)	56	239	160	28
NB de transects à échantillonner	4	6	5	5

Selon l'évolution spatiale des gentianes, c'est-à-dire la diminution des pieds dans un quadrat en dessous du seuil établi, l'emplacement des transects pourra être ajusté dans la limite des conditions microclimatiques similaires.

- **Méthodes de relevés testées**

En 2016, le recensement des gentianes, réalisé sur quatre sites, a permis de localiser les zones à forte et faible densité de gentianes permettant de sélectionner les zones à suivre sur chaque site. En 2017, les deux méthodes ont été testées sur les quatre sites.

Pour chaque quadrat et chaque transect, la phénologie de chaque gentiane est notée ainsi que le nombre d'œufs de *P. alcon* associé en fonction de leur positionnement sur la plante (bourgeons ou fleurs sans distinction du calice et de la corolle, tige, feuilles).

Chaque quadrat de 100 m² est divisé en quadrats de 4 m² afin de faciliter le comptage des gentianes (Fig. 141). L'utilisation de plusieurs quadrats de 4 m² permet d'éviter un éventuel décalage et donc le comptage à plusieurs reprises d'une même gentiane. Pour les transects, un ou plusieurs quadrats de 4 m² sont positionnés au fur et à mesure d'un même côté, le long du transect (Fig. 142).

Les quadrats de 100 m² et les transects sont matérialisés à l'aide de piquets et de cordes. Les quadrats de 4 m² sont matérialisés à l'aide de cordes, de tasseaux en bois ou de tuyaux en pvc.

Afin d'éviter au maximum la perturbation du milieu, le piétinement est évité le plus possible sur le site en optimisant les relevés sur le terrain.



Fig. 141. Exemple de quadrat 10x10 m matérialisé sur le site de l'aérodrome de Bordeaux-Saucats pour le suivi de *P. alcon* et *G. pneumonanthe*.



Fig. 142. Exemple de transect matérialisé sur le site de l'aérodrome de Bordeaux-Saucats pour le suivi de *P. alcon* et de *G. pneumonanthe*.



Le Tab. LXXIV indique pour chaque site et chaque méthode, le nombre de quadrats et transects à échantillonner théoriquement, le nombre de quadrats et transects échantillonnés réellement, le nombre de quadrats et transects échantillonnés régulièrement ainsi que le nombre de gentianes attendu.

Tab. LXXIV. Nombre de quadrats et transects à échantillonner théoriquement et échantillonnés réellement en 2017.

Sites	Ellorimendi		Plateau d'Anzé		Aérodrome		Lafarge	
NB gentiane total	280		1195		799		137	
20% du nb de gentianes	56		239		160		28	
Type de méthode	Quadrat	Transect	Quadrat	Transect	Quadrat	Transect	Quadrat	Transect
NB de quadrats/transect à échantillonner théoriquement	4	5	6	?	6	5	6	5
NB de quadrats/transects échantillonnés réellement	4	5	2		5	1	3	1
NB de quadrats/transects échantillonnés régulièrement (plus de deux passages)	1	0	1	0	2	0	1	0
NB gentianes estimé par quadrat/transect	Entre 10 et 21	Entre 12 et 20	Entre 33 et 56	Entre 26 et 65	Entre 22 et 51	Entre 21 et 67	Entre 4 et 14	Entre 5 et 10

Le nombre de quadrats et transects à échantillonner théoriquement (20% de la population) est fonction du nombre de gentianes qui ont été recensées sur chaque site. Ce nombre est très variable selon les sites. Plus il est élevé, plus le nombre de quadrats ou de transects à échantillonner sera a priori élevé. De plus, selon la répartition des gentianes sur les sites, le nombre de quadrats et transects sera plus ou moins élevé. Par exemple pour un site où la répartition de gentianes est diffuse, il faudra un plus grand nombre de quadrats ou transects pour atteindre un échantillonnage de 20% de la population par rapport à un site où les gentianes sont réparties de manière agrégée. Ces deux critères conditionnent ainsi le nombre de quadrats ou transects à échantillonner pour chaque site.

Tous les quadrats et transects sélectionnés n'ont pas été échantillonnés pour chaque site par contrainte de temps. En effet, une des principales raisons a été le nombre important de gentianes observées par rapport au nombre prévu, notamment pour les quadrats, ce qui a considérablement augmenté le temps d'échantillonnage. Par exemple, sur le Plateau d'Anzé, le suivi d'un quadrat a duré jusqu'à 7h. Ainsi, il n'a pas été possible de réaliser les deux méthodes le même jour, ni même de réaliser l'échantillonnage de tous les quadrats ou tous les transects.

- **Conditions météorologiques requises**

Ce suivi ne nécessite pas de conditions météorologiques spécifiques.

- **Nombre de campagne de relevés**

Le suivi de la phénologie de *G. pneumonanthe* associée au nombre de pontes de *P. alcon* peut être chronophage. La fréquence de suivi est d'une fois par semaine pendant toute la durée de la campagne allant de la semaine avant la date de première floraison de *G. pneumonanthe* jusqu'à la fin de vol de



l'imago. Cette fréquence est établie selon le suivi phénologique de *G. pneumonanthe* et avec les autorisations d'accès sur les différents sites, notamment les camps militaires.

Afin de déterminer le début des suivis, il est nécessaire de connaître la date de première floraison de *G. pneumonanthe*. Pour chaque site, elle a été estimée à partir des connaissances disponibles et par des passages réguliers sur le terrain. Si la date de première floraison évolue au fil des ans, la date de début des suivis pourra être réajustée.

La détermination de la fin de vol de l'imago est également basée sur les connaissances de l'espèce – *Phengaris alcon* est connu pour voler principalement de juillet à fin août-début septembre (selon les secteurs) (LAFRANCHIS *et al.*, 2015 ; GOURVIL *et al.*, 2016) – ainsi que sur des observations de terrain.

En 2017, les dates de première floraison et de fin de vol ont été soit estimées soit affinées selon les sites. Le nombre de passages est variable selon les sites (Tab. LXXV). Pour les sites Ellorimendi et Plateau d'Anzé, la date de première floraison a été déterminée en 2016, les passages ont donc commencé une semaine avant cette date contrairement aux sites Aérodrome et Lafarge pour lesquels cette date a été déterminée en 2017, c'est-à-dire en même temps qu'ont débuté les premiers suivis, ce qui a réduit le nombre de passages. Ces dates seront déterminées pour les nouveaux sites en 2018.

Tab. LXXV. Données sur la phénologie de *G. pneumonanthe* et *P. alcon* et nombre de passages par site de suivis.

Sites	Ellorimendi		Plateau d'Anzé		Aérodrome Léognan		Carrière Lafarge		Camp de Captieux
Date de début de floraison <i>G. pneumonanthe</i>	28-juin		22-juil		10-août		16-août		11-juil
Date de fin de vol de <i>M. alcon</i>	Estimée entre 15/08 et 01/09		Estimée entre 20/08 et 01/09		Estimée entre 4/09 et 11/09		Estimée entre 4/09 et 11/09		NC
Méthode	Quadrat	Transect	Quadrat	Transect	Quadrat	TRansect	Quadrat	Transect	/
Date de premier suivi	23-juin	30-juin	22-juil	03-août	11-août	18-août	24-août	24-août	/
Date de dernier suivi	23-août	/	01-sept	/	08-sept	/	07-sept	/	/
Nombre de passages en 2017	10		7		5		2		/

• Fiche de relevés

Le couple site-observateur sera indissociable, c'est-à-dire que le même niveau professionnel d'observation est maintenu jusqu'en 2021. Les relevés sont réalisés par des professionnels expérimentés.

Chaque observateur note à l'intérieur de chaque quadrat de 4 m² et pour chaque hampe florale de gentiane les éléments suivants (Annexe 25) :

- le nombre de bourgeons floraux, de fleurs épanouies et de fruits pour chaque hampe florale de gentiane ainsi que la hauteur ;
- le nombre d'œufs de *Phengaris alcon* par bourgeons/fleurs (pas de distinction du calice et de la corolle), par tiges et par feuilles.

• Analyses et statistiques

Dans un premier temps, les deux méthodes de suivis de la phénologie de *G. pneumonanthe* et du nombre de pontes de *P. alcon* sont comparées pour chaque site en termes de temps d'échantillonnage et de nombre de gentianes observées. Il est à noter que les deux méthodes n'ont pas bénéficié toutes les deux du même nombre de suivi par faute de temps de mise en œuvre sur le terrain. Ainsi, les comparaisons sont effectuées uniquement sur les valeurs des suivis réalisés lors des dates indiquées dans le Tab. LXXVI.

Tab. LXXVI. Dates des suivis pour lesquels les valeurs entrent en compte dans la comparaison des deux méthodes de suivis.

	Ellorimendi	Plateau d'Anzé	Aérodrome	Lafarge
Dates de suivi quadrats	30-juin	03-août	11-août	24-août
Dates de suivi transect	30-juin	03-août	18-août	31-août

Des analyses descriptives ont ensuite été réalisées sur la phénologie de *G. pneumonanthe* et de *P. alcon* ainsi que sur le nombre de gentianes et de pontes observées sur les quadrats 10x10 qui ont bénéficié de suivis réguliers tout au long de la campagne de relevé. Les quadrats concernés par les analyses sont les suivants (Annexe 26) :

- Aérodrome de Bordeaux-Saucats : quadrats n°2 et 10
- Ellorimendi : quadrat n°2
- Plateau d'Anzé : quadrat n°1

Le nombre de passages sur le site de la carrière de Lafarge étant trop peu nombreux, il a été décidé d'écarter les données de ce site.

Ainsi, pour les trois sites mentionnés ci-dessus, les éléments suivants ont été analysés :

- l'évolution du nombre de gentianes au cours du temps ;
- l'évolution au cours du temps de la phénologie de la gentiane : 4 stades phénologiques sont pris en compte : le stade végétatif, le stade début de floraison (une minorité de fleurs épanouies), le stade pleine floraison (plus de 50% de fleurs épanouies), le stade fructification (présence d'au moins un fruit développé sur une tige) (d'après la notice méthodologique « protocole suivi phénologique de la flore » du CBNSA) ;
- l'évolution au cours du temps de la proportion de gentianes ayant des œufs de *P. alcon* ;
- l'évolution au cours du temps des pontes d'azuré selon leur positionnement sur les gentianes.

5.4.2 Résultats exploratoires

• Comparaison des deux méthodes testées

Les tests des deux méthodes menées sur 4 sites en 2017 ont permis de faire un bilan sur les avantages et limites de chaque méthode et de les comparer en termes de temps d'application sur le terrain et de gentianes comptabilisées (Tab. LXXVII).

Tab. LXXVII. Nombre de gentianes attendu et observé en 2017 par quadrat et transect et valeurs comparatives du temps d'échantillonnage et du nombre de gentianes observées selon les deux méthodes pour chaque site.

Sites	Ellorimendi		Plateau d'Anzé		Aérodrome		Lafarge	
NB gentiane total	280		1195		799		137	
20% du nb de gentianes	56		239		160		28	
Type de méthode	Quadrat	Transect	Quadrat	Transect	Quadrat	Transect	Quadrat	Transect
NB gentianes estimé par quadrat/transect	Entre 10 et 21	Entre 12 et 20	Entre 33 et 56	Entre 26 et 65	Entre 22 et 51	Entre 21 et 67	Entre 4 et 14	Entre 5 et 10
NB gentianes observées*	Entre 1 et 120	Entre 2 et 54	Entre 481 et 493	342	Entre 49 et 238	279	Entre 0 et 43	8
Date du suivi concernée par les valeurs	30/06	30/06	03/08	03/08	11/08	18/08	24/08	31/08
Nombre de Quadrat/transect échantillonné	4	5	2	1	5	1	2	1
Surface (en m ²)	100	176 **	100	200	100	256	100	272
Temps moyen d'échantillonnage d'un quadrat de 4m ² (en min)	1,5	0,68	10,2	2,4***	3,68	3,59	2,12	2,5
Temps moyen d'échantillonnage par m ² (en min)	0,375	0,17	2,55	0,6***	0,92	0,90	0,55	0,63
Nombre moyen de gentianes observées par quadrat/transect	241	23	490	342	105	279	22	8
Nombre de gentianes/m ²	2,41	0,13	4,9	1,71	1,05	1,08	0,22	0,03
Rentabilité de la méthode (Tps moyen par m ² /nb gentiane par m ²)	0,16	1,31	0,52	0,35***	0,88	0,83	2,50	21

* Plage de valeurs pour plusieurs quadrats ou transects suivis ou valeur unique pour un seul transect.

** Moyenne entre la longueur maximale et la longueur minimale parmi les 5 transects.

*** Valeurs faussées car sur le transect seul le nombre de gentianes a été noté, sans information sur la phénologie pour chaque gentiane.

Globalement, le temps d'échantillonnage d'un quadrat de 4 m² est semblable pour les deux méthodes (comparaisons entre les valeurs des deux méthodes pour chaque site, Tab. LXXVII), excepté pour le Plateau d'Anzé où le temps est plus élevé par la méthode des quadrats que par la méthode des transects. Cependant, la valeur de temps correspondant au suivi par la méthode des transects sur ce site est faussée car tous les paramètres n'ont pas été relevés. En effet, seul le nombre de gentianes a été noté sans donnée phénologique associée à chaque hampe florale, réduisant fortement le temps d'échantillonnage.

Par contre, le nombre de gentianes observées est globalement supérieur par la méthode des quadrats de 100 m². Par exemple, respectivement, pour les sites d'Ellorimendi et Plateau d'Anzé, 241 et 490 hampes florales ont été comptées par la méthode des quadrats contre 23 et 342 respectivement par la méthode des transects (Tab. LXXVII). Ainsi, en comparant les deux méthodes, la méthode des

quadrats de 100 m² est plus rentable en termes de temps d'échantillonnage et nombre de gentianes comptées.

- Evolution du nombre de gentianes au cours du temps

Les figures suivantes (Fig. 143 – Fig. 145) montrent la dynamique des populations de gentianes au cours du temps pour les trois sites suivant : Aéroport de Bordeaux–Saucats, Ellorimendi et Plateau d'Anzé. Pour ces trois sites, une augmentation du nombre de gentianes est constatée au cours du temps avec un effectif maximal au dernier suivi pour chacun des sites (Aéroport de Bordeaux–Saucats : 107 et 79 hampes florales le 11 août à 316 et 269 hampes le 8 septembre ; Ellorimendi : de 116 hampes florales le 30 juin à 937 hampes florales le 23 août ; Plateau d'Anzé : 475 hampes florales le 22 juillet à 1031 hampes florales le 1^{er} septembre).

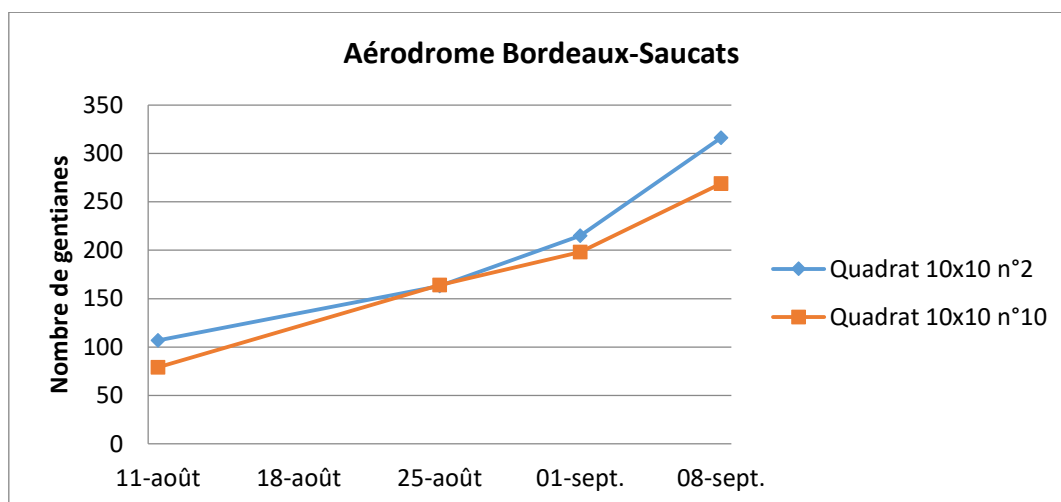


Fig. 143. Evolution du nombre de gentianes au cours du temps dans les deux quadrats de 100 m² suivis sur le site de l'Aéroport de Bordeaux–Saucats.

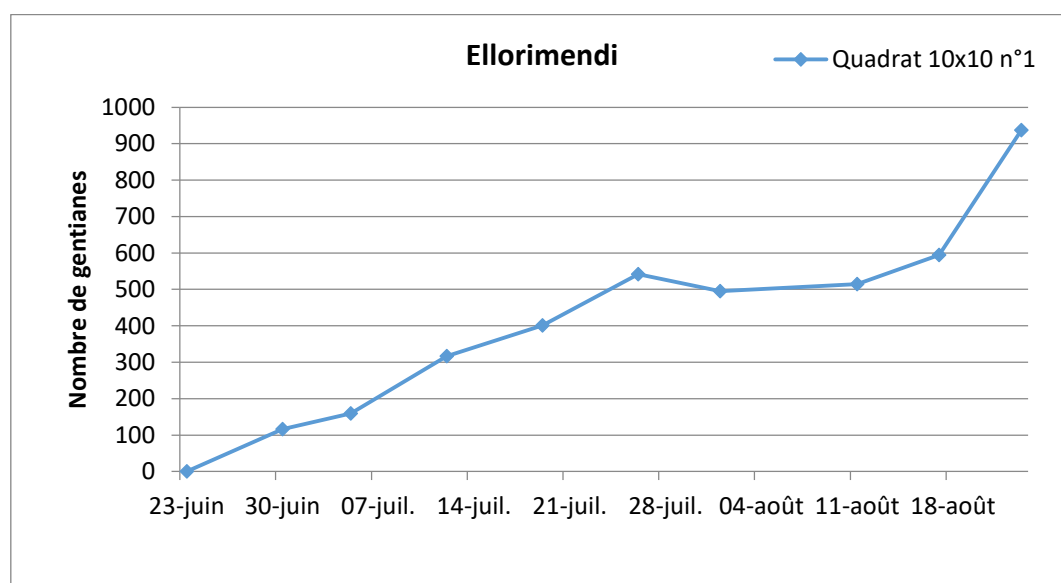


Fig. 144. Evolution du nombre de gentianes au cours du temps dans le quadrat n°2 de 100m² suivi sur le site Ellorimendi.

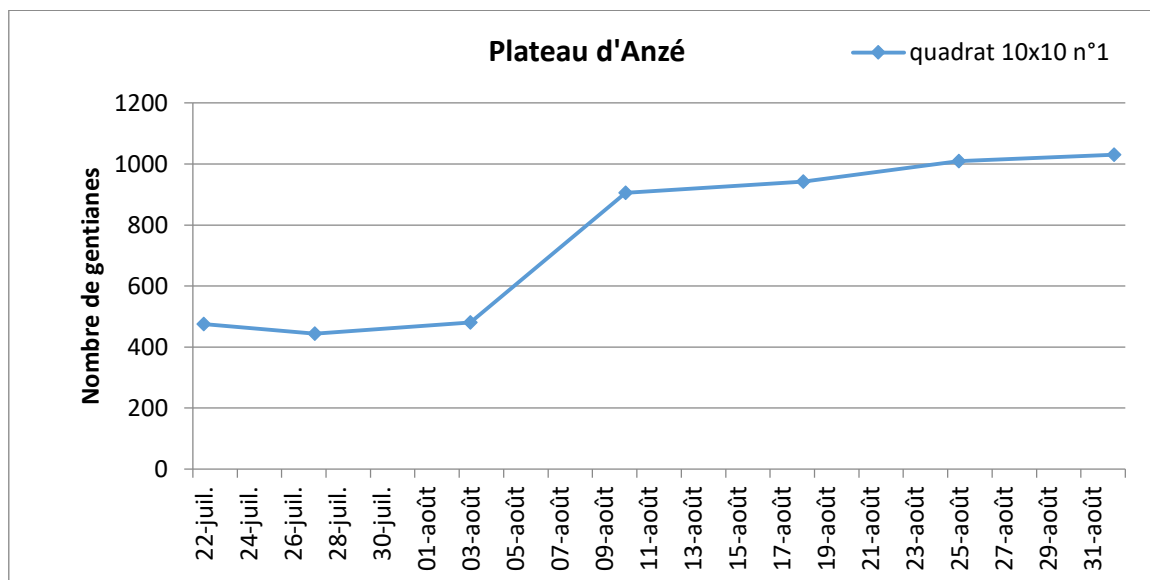
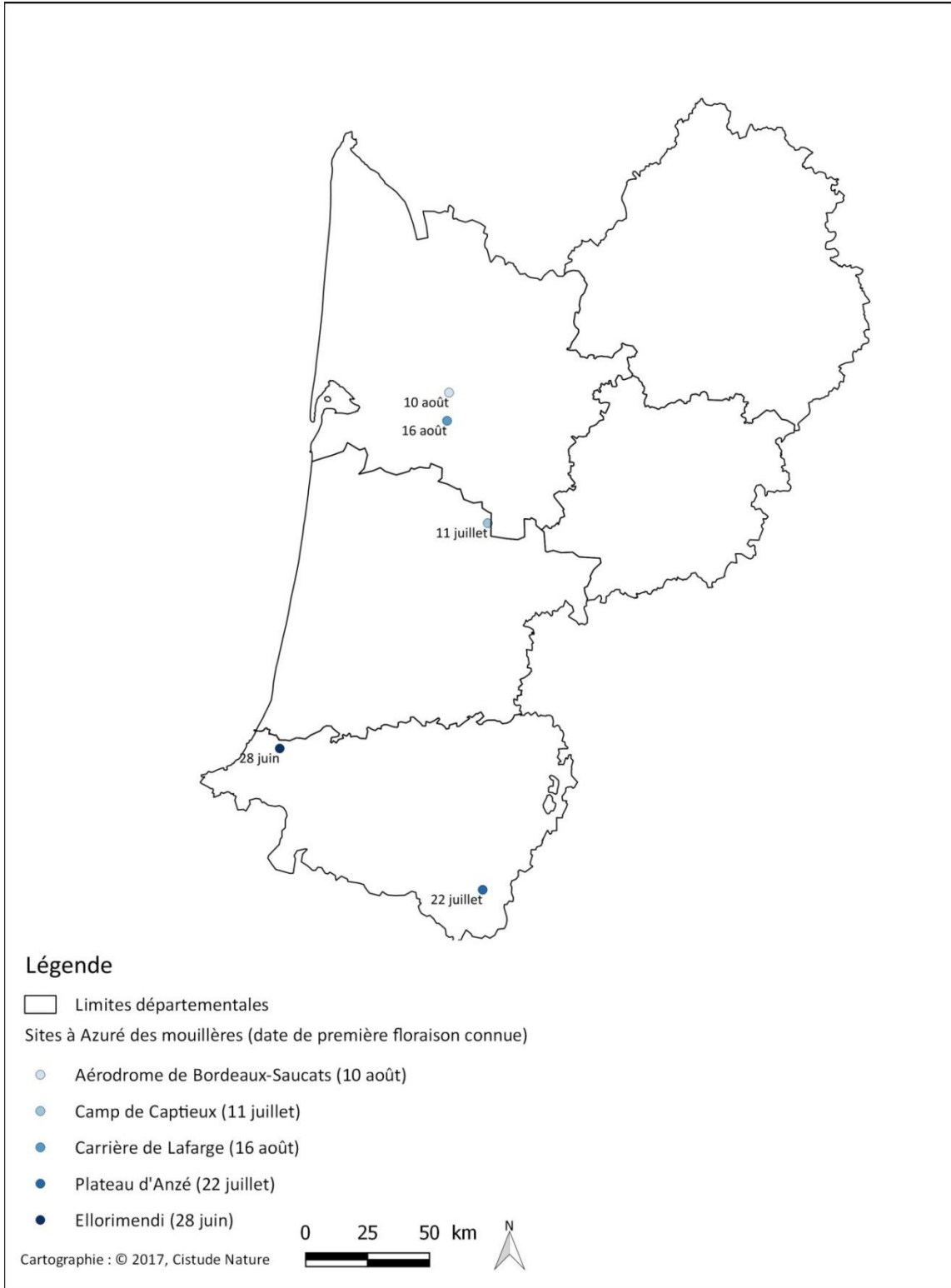


Fig. 145. Evolution du nombre de gentianes au cours du temps dans le quadrat n°1 de 100 m² suivi sur le site Plateau d'Anzé.

- Phénologie de *Gentiana pneumonanthe*

La date de première floraison de la Gentiane des marais varie selon la latitude. D'après la figure suivante (Fig. 146), elle semble augmenter avec la latitude. Sa floraison est plus tardive au nord (jusqu'à 50 jours de différence entre Ellorimendi, site à floraison la plus précoce au sud, et Lafarge, site à floraison la plus tardive au nord). Situé à une altitude de 800 m, le site Plateau d'Anzé présente une floraison plus tardive que le site Ellorimendi mais plus précoce que les sites situés en plaine en Gironde.



Phénologie de la Gentiane des marais sur les sites à Azuré des mouillères : date de première floraison.

Fig. 146. Date de première floraison de *G. pneumonanthe* en fonction des sites à P. alcon.

Les figures suivantes (Fig. 147 – Fig. 150) montrent l'évolution de la phénologie des gentianes au cours du temps.

Sur le site de l'Aérodrome de Bordeaux–Saucats, une majorité de gentianes a été observée à l'état végétatif lors du premier suivi puis au fur et à mesure des semaines, la proportion de gentianes en début de floraison augmente. Peu de gentianes ont été observées en pleine floraison ou en début de fructification sur ce site (quadrat n°2 : 2% en fructification et 3% en pleine floraison le 8 septembre, Fig. 147, quadrat n°10 : 6% en pleine floraison le 8 septembre, Fig. 148). Il n'y a pas de suivi par méthode des quadrats le 18/08 car cette journée a été consacrée au suivi par la méthode des transects ce jour-là.

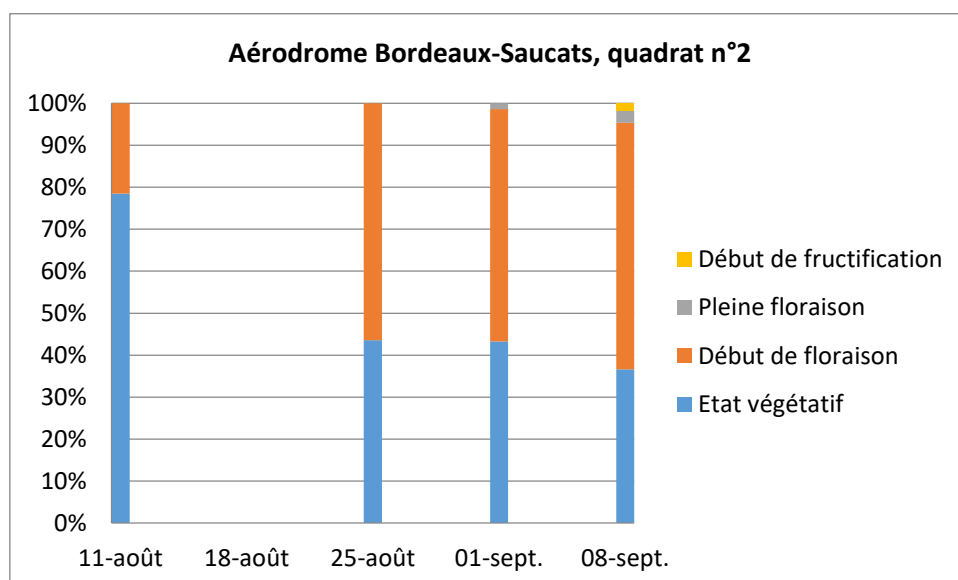


Fig. 147. Evolution au cours du temps de la proportion de chaque stade phénologique des gentianes au niveau du quadrat de 100 m² n°2 sur le site de l'Aérodrome de Bordeaux–Saucats.

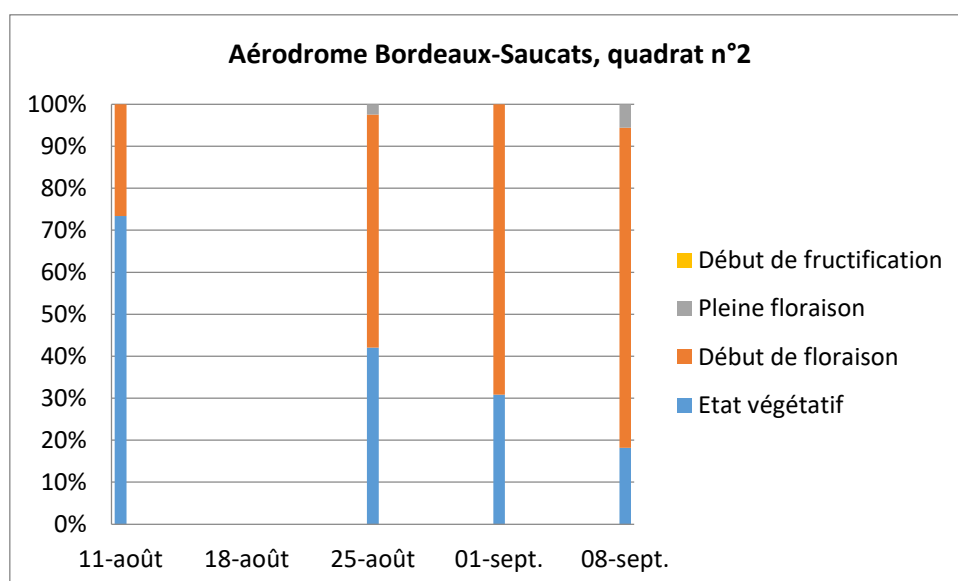


Fig. 148. Evolution au cours du temps de la proportion de chaque stade phénologique des gentianes au niveau du quadrat de 100 m² n°10 sur le site de l'Aérodrome de Bordeaux–Saucats.

Sur le site Ellorimendi, une majorité de gentianes a été observée à l'état végétatif pour les 4 premiers suivis (jusqu'au 21 juillet), puis la proportion de gentianes en début de floraison augmente au fur et à mesure des suivis. Peu de gentianes ont été observées en pleine floraison ou en début de fructification sur ce site (0,4% en début de fructification et 11% en pleine floraison le 23 août) (Fig. 149).

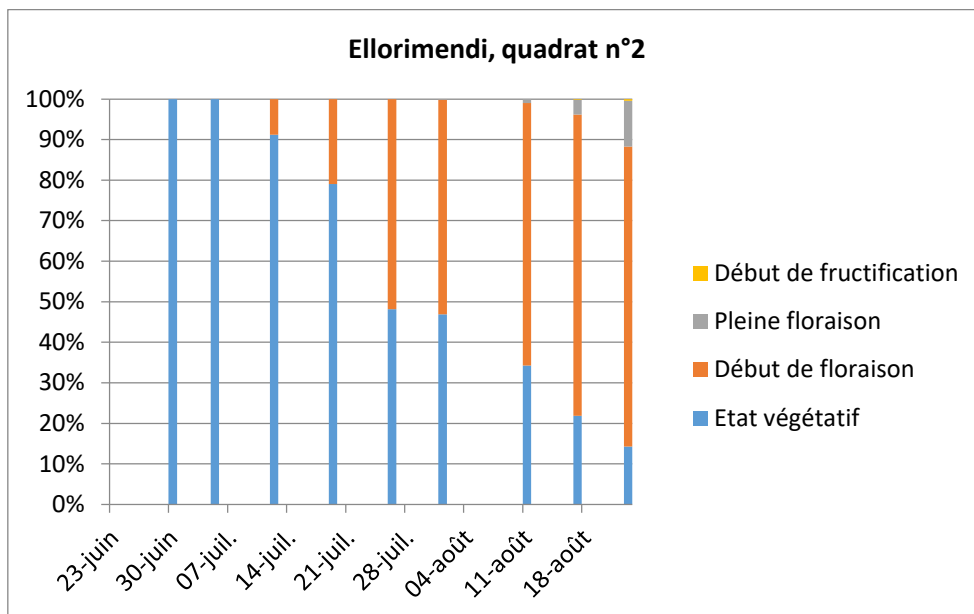


Fig. 149. Evolution au cours du temps de la proportion de chaque stade phénologique des gentianes au niveau du quadrat de 100 m² n°2 sur le site Ellorimendi.

Contrairement aux autres sites, sur le site Plateau d'Anzé, une majorité de gentianes en début de floraison a été observée lors des premiers suivis et très peu de gentianes à l'état végétatif. Comme pour les autres sites, la proportion de gentianes en pleine floraison et en début de fructification reste faible (1% en début de fructification et 19% en pleine floraison le 25 août) (Fig. 150).

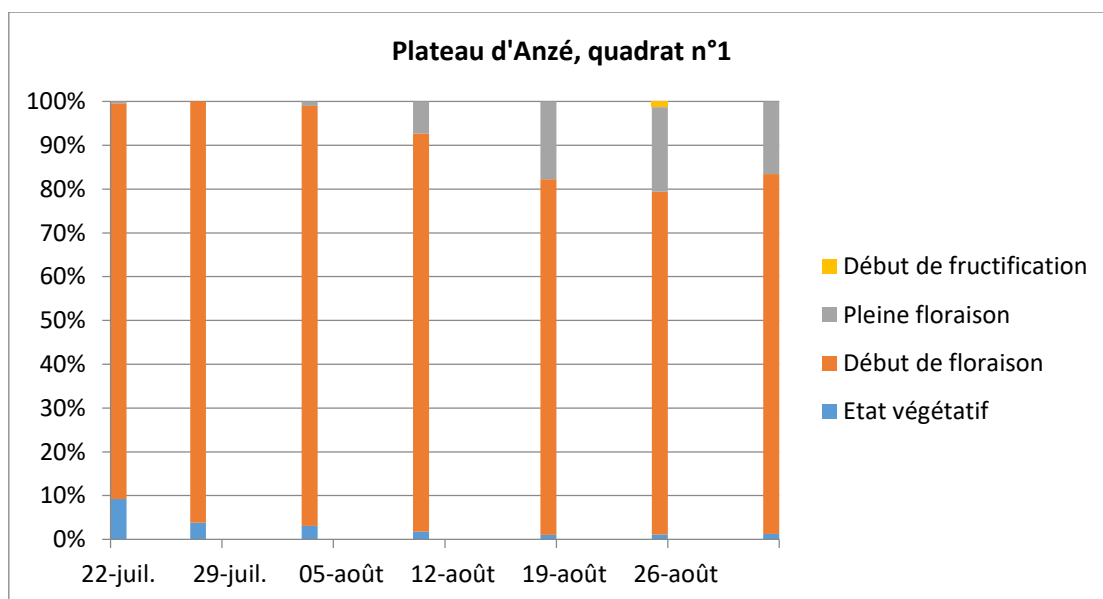
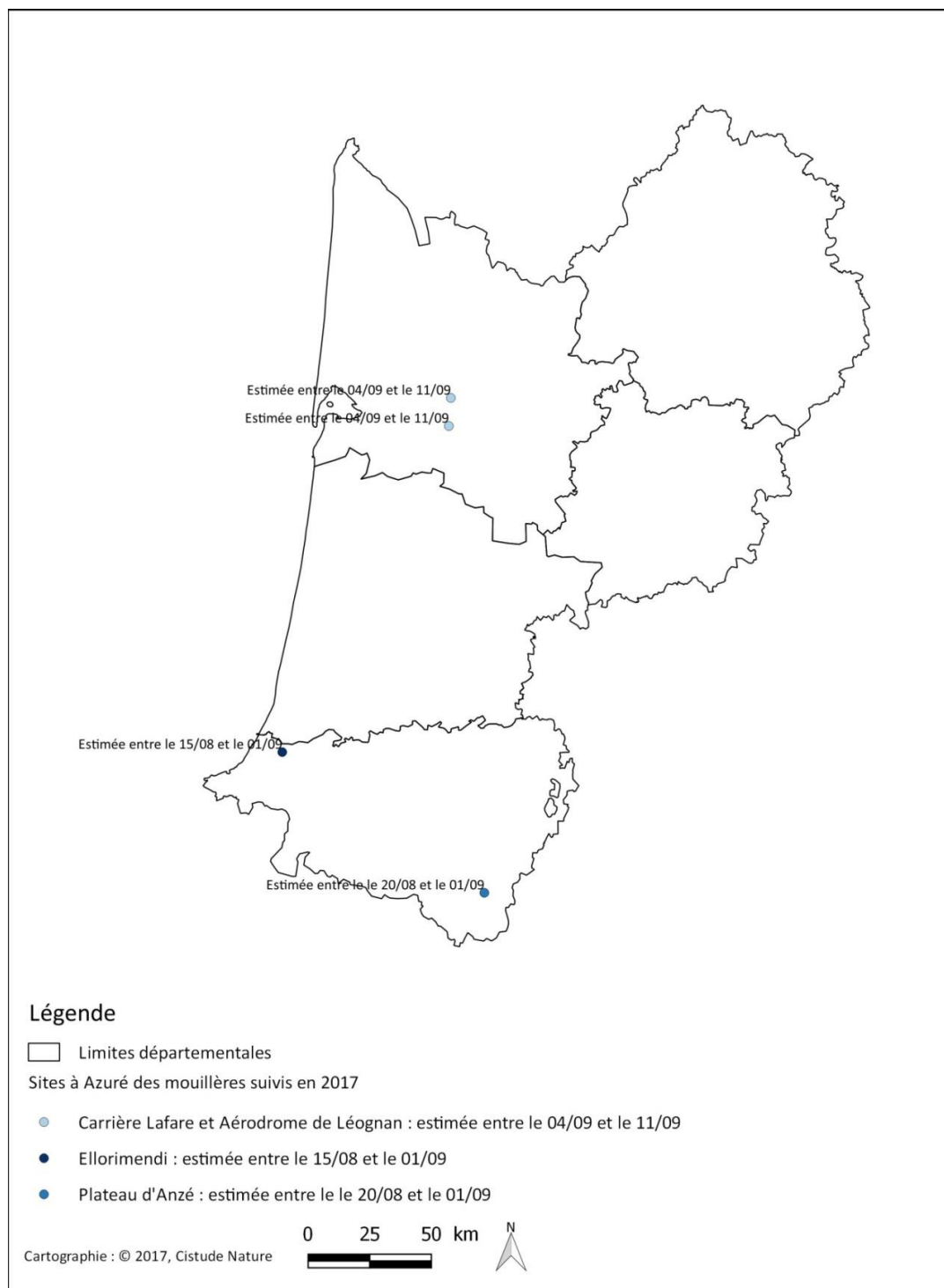


Fig. 150. Evolution au cours du temps de la proportion de chaque stade phénologique des gentianes au niveau du quadrat de 100 m² n°2 sur le site Plateau d'Anzé.

• Phénologie de *Phengaris alcon*

Un décalage dans la période de fin de vol est observable entre les différents sites (Fig. 151), avec une fin de vol plus précoce sur les sites dans les Pyrénées-Atlantiques par rapport aux sites en Gironde (jusqu'à 28 jours de décalage) (Fig. 151).



Phénologie de l'Azuré des mouillères sur les site suivis en 2017 : période estimée pour la fin de vol des imagos.

Fig. 151. Période estimée pour la fin de vol des imagos de *P. alcon* pour chaque site de suivis.

- Pontes de Phengaris alcon

Les figures suivantes (Fig. 152 – Fig. 157) présentent, à l'échelle du quadrat de 100 m² et pour chacun des trois sites, l'évolution au cours du temps de la proportion de hampes florales de gentiane avec des œufs de *P. alcon* par rapport au nombre total de hampes florales de gentiane.

Sur le site de l'Aérodrome de Bordeaux–Saucats, sur l'ensemble de la période de suivi, en moyenne 189 hampes florales de gentiane ont été comptées par jour de suivi et ce sur une surface de 100 m². En moyenne, ce sont moins de 30% des hampes florales qui ont des œufs de *P. alcon* (20,5% ± 5% en moyenne) (Fig. 152–Fig. 153).

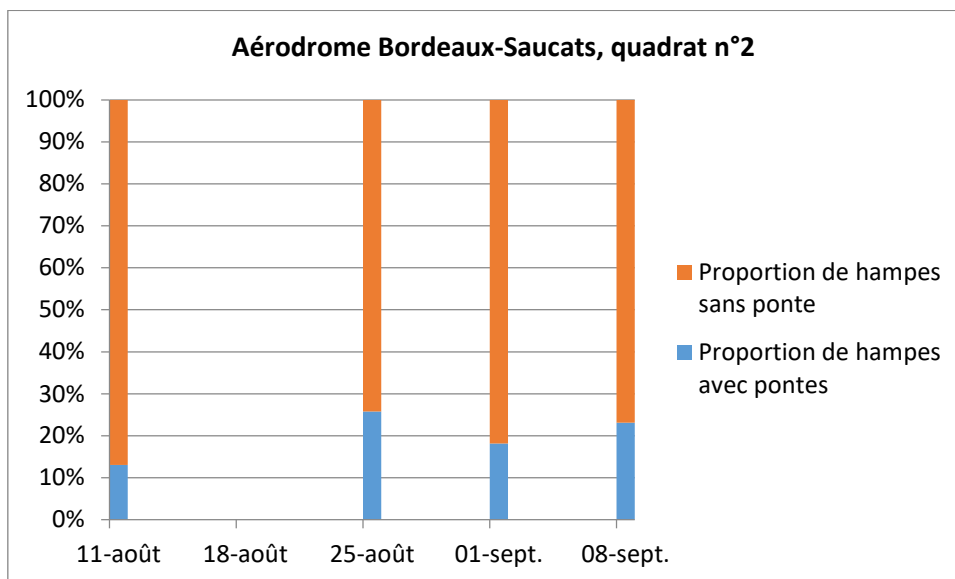


Fig. 152. Evolution, au cours du temps, de la proportion de hampes florales de gentiane avec des pontes par rapport au nombre total de hampes, sur le quadrat n°2 du site de l'Aérodrome de Bordeaux–Saucats.

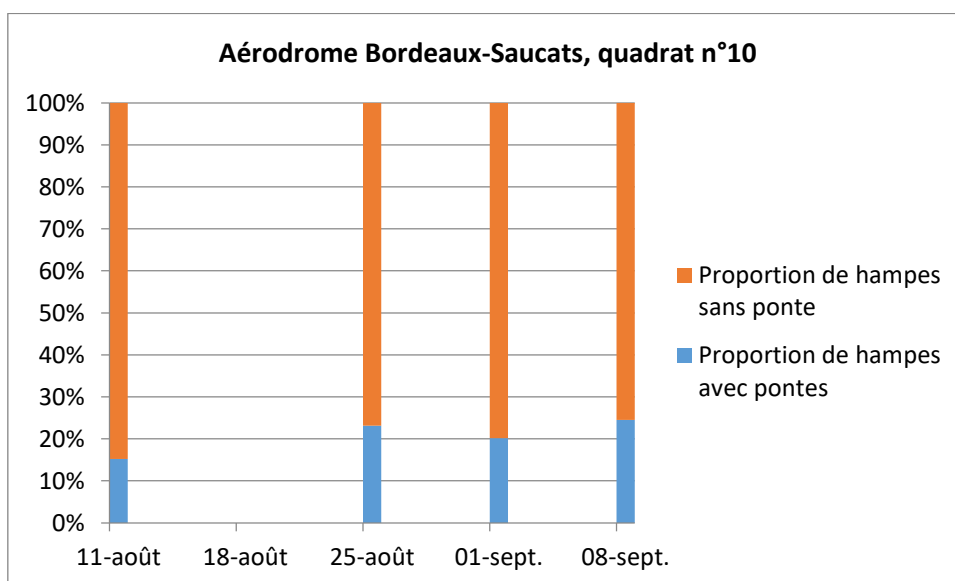


Fig. 153. Evolution, au cours du temps, de la proportion de hampes florales de gentiane avec des pontes par rapport au nombre total de hampes, sur le quadrat n°10 du site de l'Aérodrome de Bordeaux–Saucats.

Sur le site d'Ellorimendi, sur l'ensemble de la période de suivi, ce sont en moyenne 453 hampes florales de gentiane qui ont été comptées par jour de suivi sur une surface de 100 m². Moins de 1% des gentianes avaient la présence d'œufs de *P. alcon* (11 août : 1 hampe florale avec 5 œufs sur 514 hampes comptées ; 23 août : 1 hampe florale avec 5 œufs sur 937 hampes comptées).

Concernant le site du Plateau d'Anzé, ce sont en moyenne 755 hampes florales de gentiane qui ont été comptées par jour de suivi sur une surface de 100 m². En moyenne, 42% des gentianes ont des œufs de *P. alcon*. Toutefois, pour les suivis du 27 juillet et du 3 août, les proportions de gentianes ayant des œufs de *P. alcon* sont nettement supérieures par rapport aux autres dates de suivis (respectivement 79% et 78% de hampes florales avec œufs de *P. alcon*) (Fig. 154).

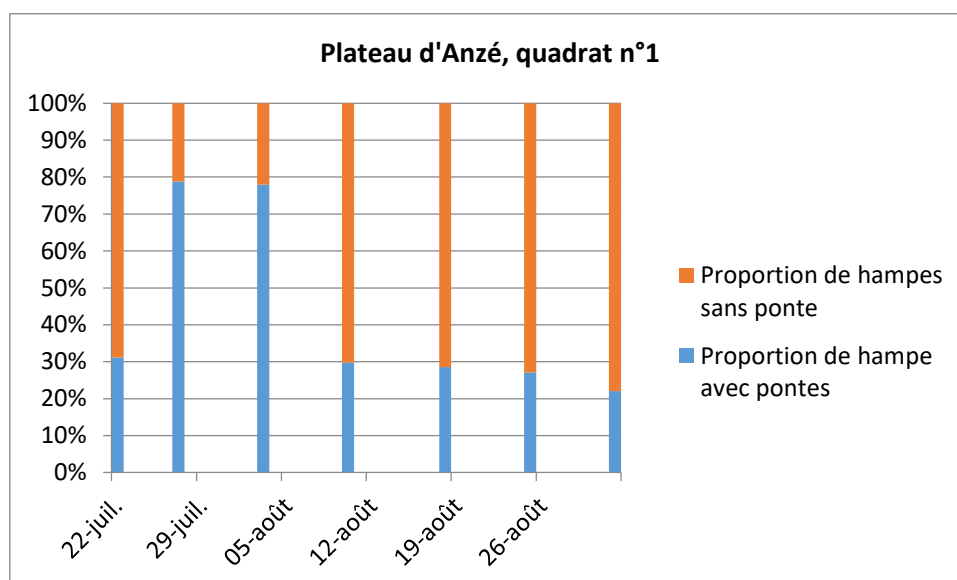


Fig. 154. Evolution, au cours du temps, de la proportion de hampes florales de gentiane avec des pontes par rapport au nombre total de hampes, sur le quadrat n°1 du site Plateau d'Anzé.

Les figures suivantes (Fig. 155 – Fig. 156) montrent, à l'échelle du quadrat de 100 m² et pour chacun des trois sites, l'évolution de la proportion d'œufs de *P. alcon* selon leur positionnement sur les gentianes au cours du temps. Globalement, les œufs de *P. alcon* sont pondus par les femelles principalement au niveau des bourgeons et des fleurs pour les trois sites.

Sur le site de l'Aérodrome de Bordeaux–Saucats, ce sont en moyenne 87,5% ± 5% des œufs qui sont pondus sur les bourgeons/fleurs, 2,5% ± 1% sur les tiges et 10,5% ± 4,5% sur les feuilles (Fig. 155–Fig. 156).

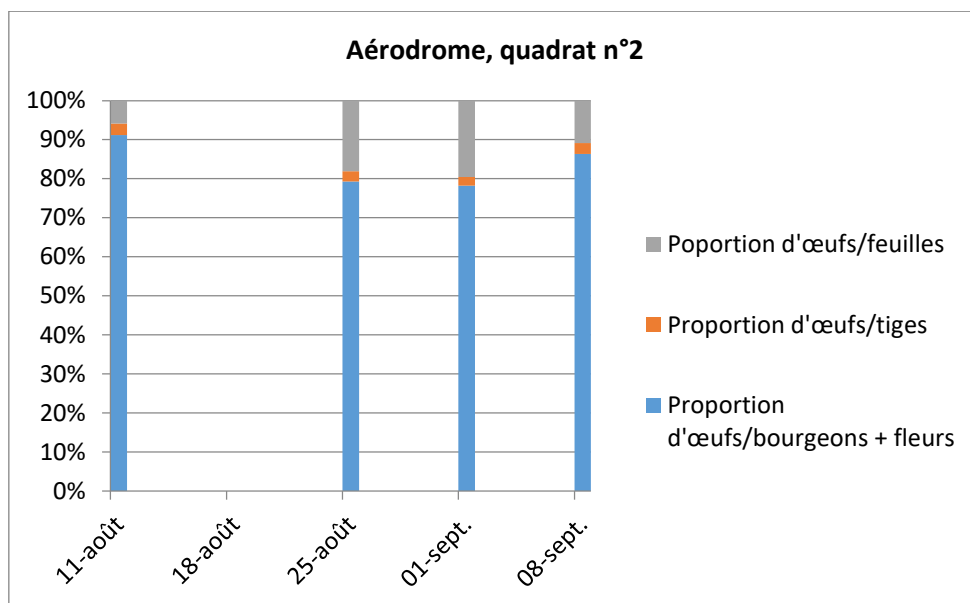


Fig. 155. Evolution au cours du temps de la proportion d'œufs selon leur positionnement sur les gentianes, sur le quadrat n°2 du site Aérodrome de Bordeaux-Saucats.

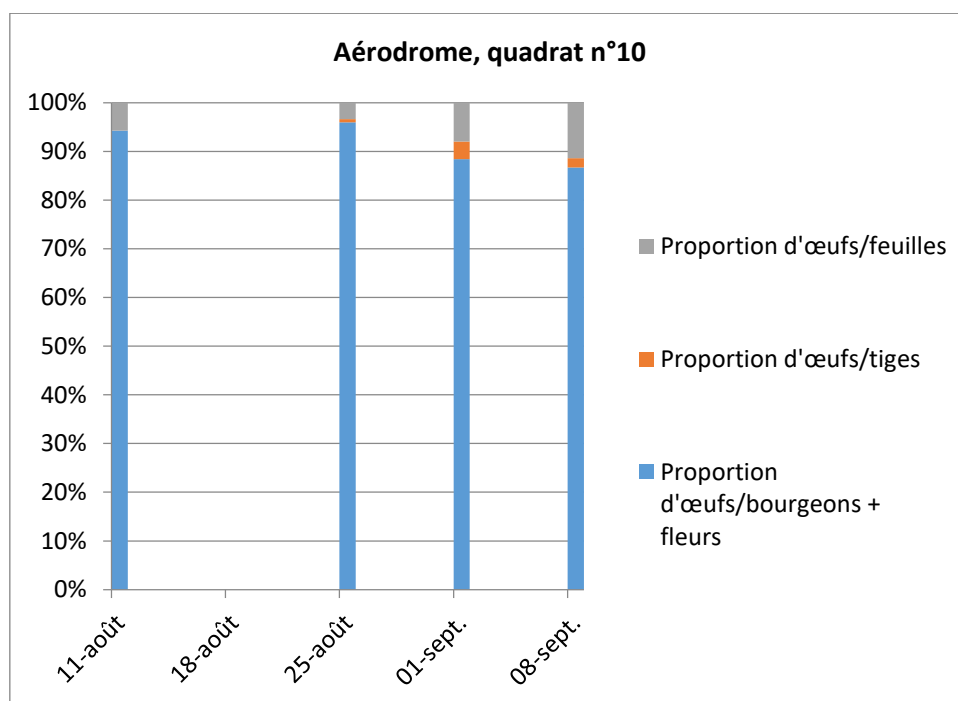


Fig. 156. Evolution au cours du temps de la proportion d'œufs selon leur positionnement sur les gentianes, sur le quadrat n°10 du site Aérodrome de Bordeaux-Saucats.

Sur le site d'Ellorimendi ce sont 100% des œufs qui sont pondus par les femelles sur les bourgeons/fleurs.

Enfin sur le Plateau d'Anzé, ce sont en moyenne $92\% \pm 3\%$ des œufs qui sont pondus sur les bourgeons/fleurs, $2\% \pm 2\%$ sur les tiges et $6\% \pm 2\%$ sur les feuilles, la proportion d'œufs pondus sur des parties dites non viables (tiges et feuilles) étant plus élevée au début de la période de suivi (22 juillet : 15% d'œufs pondus sur les parties non viables ; 27 juillet : 11% d'œufs pondus sur les parties non viables) (Fig. 157).

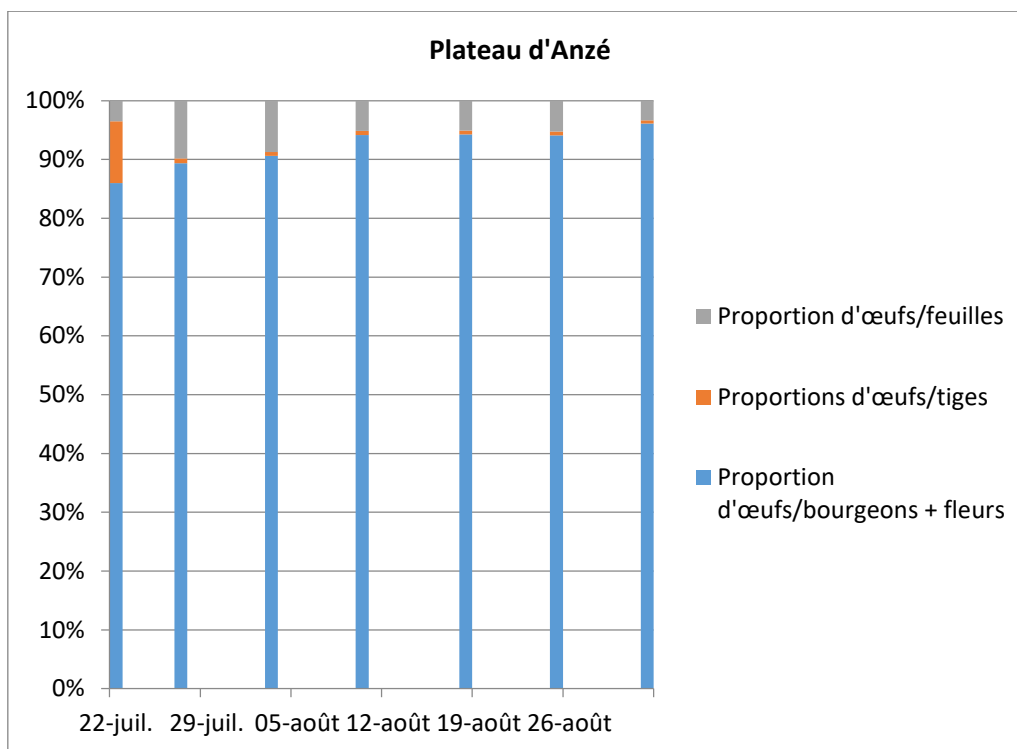


Fig. 157. Evolution au cours du temps de la proportion d'œufs selon leur positionnement sur les gentianes, sur le site Plateau d'Anzé.

5.4.3 Discussion

L'Azuré des mouillères (*Phengaris alcon*) est un lépidoptère qui possède un cycle de vie complexe qui dépend en partie de la présence de sa plante-hôte, *Gentiana pneumonanthe* (LAFRANCHIS *et al.*, 2015). L'objectif de ce suivi est d'étudier la réponse de la période de ponte de *P. alcon* à un décalage de la floraison de la *G. pneumonanthe* dû au changement climatique.

• Sélection des sites

En 2016, six sites d'étude, connus pour leurs importantes populations de *P. alcon*, ont été sélectionnés. Cependant, suite à une animation foncière infructueuse ou à des difficultés d'accès pour certains sites, il a été nécessaire de sélectionner d'autres sites, en vue de tester les deux méthodes de suivis proposées sur un nombre suffisant de sites. Or, il faut noter que les sites abritant des populations importantes de *P. alcon* et de *G. pneumonanthe* sont peu nombreux en ex-Aquitaine (GOURVIL *et al.*, 2016). De plus, la sécurisation foncière et l'autorisation d'accès aux sites sont deux critères essentiels à prendre en compte dans la sélection des sites afin d'assurer la pérennité des suivis dans le temps. Ainsi, une grande difficulté réside dans la sélection des sites réunissant l'ensemble de ces critères. Par exemple, le site « Carrière Lafarge » (33) est un site sécurisé foncièrement, avec une autorisation d'accès. Il a été sélectionné pour remplacer le camp de Captieux (33) dont l'accès n'a pas été possible en 2017. Or, les suivis réalisés en 2017 ont révélé des populations de *P. alcon* et de *G. pneumonanthe* beaucoup trop faibles. Il a, par conséquent, été décidé d'abandonner ce site. La découverte récente de nouveaux sites dans les Pyrénées-Atlantiques, la poursuite d'une animation foncière sur des sites plus favorables en Gironde ainsi que l'extension du programme à la Nouvelle-Aquitaine permettra d'augmenter le nombre de sites. Pour le moment, un nouveau site, « lande de la Flotte et du Cluzeau » à Meuzac (19) vient compléter la liste existante de sites (Fig. 158).



Sites validés pour les suivis de *Phengaris alcon* et *Gentiana pneumonanthe*, en ex-Limousin.

Fig. 158. Situation des sites validés pour les suivis de *G. pneumonanthe* et *P. alcon* en ex-Limousin.

- Bilan des tests des deux méthodes

A notre connaissance, il n'existe pas actuellement de méthode standardisée pour le suivi de la phénologie de *G. pneumonanthe* et de la ponte de *P. alcon*. Après des échanges entre les partenaires et le conseil scientifique du programme « les sentinelles du climat » et une recherche bibliographique, deux types de méthodes des quadrats ont été proposées en 2016 : la première méthode dite des quadrats et la deuxième méthode dite des transects.

En 2017, afin d'établir le protocole le plus adéquat pour suivre la phénologie de *P. alcon* et de *G. pneumonanthe*, les deux méthodes de suivis ont été testées sur 4 sites : 2 sites en Gironde, 1 site au Pays-Basque et 1 site dans le Béarn. Lors de ces suivis, le nombre de gentianes comptabilisées était supérieur au nombre de gentianes attendu (nombre basé sur les pointages GPS des gentianes et retranscrit sous SIG). La méthode de comptage des gentianes peut expliquer cette différence car elle est différente pour le recensement préalable des gentianes. En effet, lors des suivis, la végétation est inspectée très finement afin de recenser de façon la plus exhaustive possible les gentianes, ce qui n'a pas été le cas au moment du recensement, la surface à couvrir étant trop importante. Ainsi, face à des contraintes de temps, seules les gentianes facilement détectables ont été pointées au GPS lors du recensement, ne permettant pas d'obtenir une vision réelle des populations de gentianes. Par conséquent, il est impossible d'échantillonner avec certitude 20% de la population de gentianes (échantillon statistique pertinent admis dans la littérature).

Les tests effectués sur le terrain ont permis de mettre en exergue les avantages et inconvénients pour chacune des deux méthodes.

La méthode des quadrats permanents 10 m x 10 m (VAN DYCK & REGNIERS, 2010), dite méthode des quadrats, est pratique à mettre en place sur le terrain. Les quadrats sont faciles à retrouver à chaque suivi grâce à des repères permanents. La localisation étant réalisée sur les zones les plus denses en gentianes, le nombre de quadrats à disposer pour atteindre le seuil minimum de 20% de pieds est alors réduit ce qui permet d'optimiser l'effort d'échantillonnage. Cependant, ce nombre peut augmenter pour les sites où la répartition de *G. pneumonanthe* est grande et diffuse. La surface inventoriée est identique pour chaque quadrat mais le temps de suivis peut varier selon la densité de gentianes présente, il sera d'autant plus élevé que la densité sera forte, augmentant le temps du suivi pour certains sites comme le Plateau d'Anzé. Sept heures de comptage ont été parfois nécessaires pour réaliser le suivi. De plus, le quadrat concerne une zone qui peut être impactée par des conditions environnementales particulières avec des phénologies spécifiques de *G. pneumonanthe* ou des pertes de pieds par assèchement de la zone. Cet échantillonnage peut ne pas être représentatif de l'évolution de l'ensemble du site. L'adaptation de l'emplacement du quadrat en fonction de l'évolution spatiale des pieds de *G. pneumonanthe* permettrait d'éviter la prise en compte de réponses particulières de la flore et de la faune, qui seraient non représentatives de la réponse globale. Enfin, un inconvénient de cette méthode est le piétinement important sur la zone de suivi, dû aux nombreux passages à répétition à l'intérieur du quadrat ce qui pourrait avoir un impact à la fois sur les gentianes et les pontes de *P. alcon* et sur l'état de conservation de l'habitat à long terme. En effet, d'une part, avec le piétinement et la pose à répétition de quadrats de 4 m² (quadrats en tasseau de bois, en tuyau en pvc), il y a un risque important de destruction des gentianes (tiges cassées, sectionnées) et des pontes avec. D'autre part, un piétinement répété risque de provoquer des ouvertures dans la végétation permettant l'apparition d'espèces floristiques non caractéristiques des landes humides.

La méthode des quadrats de 4m² (KESEL & URBAN, 1999), dite méthode des transects, a l'avantage d'échantillonner le site sur une plus grande zone et permet de traverser des zones à forte et faible

densité de gentianes. Comme les quadrats, les transects peuvent être facilement retrouvés grâce à la mise en place de repères permanents positionnés le long du transect. Par contre la mise en place sur le terrain peut s'avérer difficile sur les sites où la végétation est haute avec présence d'arbustes, d'autant plus lorsque le transect est long d'une centaine de mètres. De plus, il existe un risque important de décalage du transect lors de son positionnement, dû à la précision du GPS (précision maximale de 3 m). Cela peut avoir des conséquences sur le nombre de gentianes comptabilisés lors du suivis qui peut être réduit si le transect est positionné hors des zones à forte densité, ce qui fut notamment le cas sur le site d'Ellorimendi. Aussi, la surface inventoriée est variable selon la longueur des transects qui dépend de la taille et de la forme du site, ce qui conditionne également le temps de suivis : il sera d'autant plus long que la longueur du transect sera élevée. Enfin, en ce qui concerne le piétinement, cette méthode semble moins préjudiciable sans le confirmer puisqu'elle n'a été testée qu'une seule fois sur chacun des sites.

En comparant les deux méthodes (Tab. LXXVIII), celle des quadrats 10 x 10m est la méthode qui semble offrir le meilleur compromis entre effort d'échantillonnage et nombre de gentianes contactées. En effet, les résultats des tests réalisés en 2017 ont montré un nombre de gentianes échantillonnées plus important avec la méthode des quadrats 10 x 10 m. Le choix s'est donc orienté vers cette méthode. Cependant, afin d'éviter les difficultés et inconvénients rencontrés en 2017, des modifications d'application de la méthode ont été apportées suite à une réunion technique avec Cistude Nature, le CEN Aquitaine, la Société entomologique du Limousin, le CBN Sud-Atlantique et le CBN Massif Central. Concernant le problème de piétinement, il a été décidé de réaliser les suivis, de façon rotatoire, sur deux quadrats permanents choisis parmi les quadrats de 100 m² sélectionnés et échantillonnés en 2017 qui présentaient les meilleures densités en gentianes et en œufs de *P. alcon*. Cela signifie qu'un quadrat sera suivi une année sur deux (Fig. 159). Quelques changements ont également été apportés au niveau des paramètres à relever. La différenciation des pieds de gentiane étant parfois difficile à réaliser, en 2017 le nombre de bourgeons floraux, de fleurs épanouies et de fruits ainsi que le nombre d'œufs de *P. alcon* selon leur positionnement ont été notés pour chaque hampe florale et non pour chaque pied. Afin de valoriser les données des suivis de 2017, la phénologie de la gentiane et le nombre d'œufs seront notés pour chaque hampe florale. Cependant, le nombre de pieds de gentiane reste un élément important afin d'étudier la dynamique de la population de gentianes sur chaque site. Ce paramètre sera ainsi noté pour les prochains suivis. Enfin, concernant la matérialisation des quadrats, elle pourra se faire à l'aide de tiges métalliques enfouies dans le sol et repérées ensuite à l'aide d'un détecteur à métaux. Cette technique présente l'avantage d'assurer une grande pérennité au dispositif de suivi, tout en limitant les contraintes liées à la gestion comme la fauche.

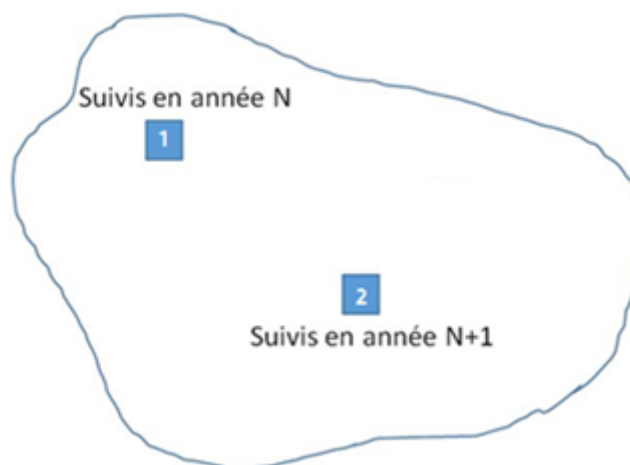


Fig. 159. Illustration du système rotatoire pour les suivis de *P. alcon* et de *G. pneumonanthe*.

Tab. LXXVIII. Eléments de comparaison des deux méthodes de suivis de la phénologie de *G. pneumonanthe* des pontes de *P. alcon*.

	Quadrat 10x10	Transect
Mise en œuvre sur le terrain	Pas de difficultés particulières pour la mise en place. Pas de difficulté pour le repérage des quadrats : repères laissés sur place pour toute la période de suivis.	Difficulté de mise en place du transect sur les sites à végétation haute avec présence d'arbustes.
Surface inventoriée	Fixe : 100m ² par quadrat.	Variable selon la longueur du transect.
Localisation sur les zones les plus denses	Difficile si répartition diffuse des gentianes.	Difficulté surtout liée à la précision du positionnement du transect (précision de 3m du GPS).
NB gentianes comptabilisées	En moyenne : 2,5 gentianes/m ² (pour la première semaine de suivi)	En moyenne : 0,44 gentianes/m ²
Nb gentianes estimées/Nb gentiane comptées en 2017	En moyenne : 2,5 gentianes/m ² (pour la première semaine de suivi)	En moyenne : 0,44 gentianes/m ²
Temps d'inventaire	Variable selon la densité de gentianes (30 min à 7h, 2h13 en moyenne pour la première semaine de suivi)	Variable selon la densité de gentianes et la longueur du transect (de 30min à 4h, 2h17 en moyenne)
Impact des suivis sur le milieu	Piétinement du milieu très important, risque de détérioration du milieu au fil du temps	Piétinement plus limité mais manque de recul car 1 seul passage pour chaque transect

• Phénologie de *G. pneumonanthe* et *P. alcon*

Les suivis réalisés durant l'été 2017 sur quatre sites donnent des premières observations sur la phénologie de *G. pneumonanthe* et de *P. alcon* à différentes latitudes.

Des différences de phénologie sont notées entre les sites situés dans les Pyrénées-Atlantiques et les sites situés plus au nord, en Gironde. Les sites Ellorimendi et Plateau d'Anzé, situés dans les Pyrénées-Atlantiques, se distinguent des sites de Gironde par une fin de vol de *P. alcon* plus précoce ainsi qu'une floraison de *G. pneumonanthe* plus précoce. Des différences de phénologie de la gentiane sont également observables entre les deux sites des Pyrénées-Atlantiques. Sur le plateau d'Anzé, situé à une altitude de 800 m et sous influence montagnarde, la gentiane fleurit plus tardivement que sur le site Ellorimendi, qui se situe à une altitude de 131 m et sous influence atlantique. *Gentiana*

pneumonanthe est une espèce hygrophile qui est particulièrement sensible aux épisodes de sécheresse survenant durant le printemps, ce qui peut avoir des conséquences sur le nombre d'individus en fleurs et le nombre de fleurs par individus (ROSE *et al.*, 1998 ; KESEL & URBAN, 1999 ; CERRATO *et al.*, 2016). De plus, Cerrato *et al.* (2016) ont étudié les effets directs et indirects de différentes variables météorologiques sur *P.alcon* sur deux sites, l'un situé en basse altitude et l'autre en haute altitude. Leurs résultats ont montré que la floraison de *G. pneumonanthe*, tout comme le vol de *P.alcon*, était plus précoce dans des conditions plus humides et plus fraîches. Les suivis réalisés sur plusieurs années ainsi que la confrontation des données météorologiques de chaque site avec les données de phénologie permettront, par la suite, d'analyser les relations existantes et une éventuelle évolution au niveau de la phénologie de *G. pneumonanthe* ainsi que la réponse de *P.alcon* en termes de succès de pontes.

- Perspectives

Suite à ces premiers suivis et ces premiers résultats, les perspectives sont les suivantes :

- Continuer l'animation foncière sur les sites identifiés comme favorables mais sans réponse des propriétaires.
- Débuter une animation foncière sur les nouveaux sites identifiés comme favorables, c'est-à-dire répondant aux critères de sélection.
- Affiner la date de la première floraison et la période de fin de vol de *P.alcon* sur les sites pour lesquels elles ne sont pas encore déterminées (ex : camp de Souge).
- Déterminer la date de première ponte de *P.alcon* sur chaque site.
- Appliquer la méthode de suivis sélectionnée sur les sites validés.
- Etablir un plan d'analyse de modèles statistiques pour relier la réponse du décalage de la phénologie de la plante hôte au succès des pontes de *P.alcon*.

5.5 Lézard vivipare (*Zootoca vivipara*)

Auteurs : Maud Berroneau, Gaëlle Caublot, Contributeur : Julien Jemin

« Le changement climatique est une cause du déclin de plusieurs populations de reptiles (WHITFIELD *et al.*, 2007 ; SINERVO *et al.*, 2010) ». « Les modifications potentielles de l'aire de répartition en réponse à l'augmentation de la température ont été mises en évidence sur plusieurs groupes taxonomiques (WALTHER *et al.*, 2002 ; PARMESAN, 2006 ; LI *et al.*, 2013). Cependant, les études sur les reptiles se sont limitées principalement à des zones géographiques restreintes (POUNDS *et al.*, 1999 ; RAXWORTHY *et al.*, 2008) » (MALLARD, 2016a). Le Lézard vivipare est une espèce d'affinité climatique fraîche (BERRONEAU, 2015). Abondante en altitude, l'espèce est beaucoup plus rare en plaine où elle se cantonne à des milieux de landes humides. Le changement climatique pourrait impacter fortement l'espèce sur ce dernier type d'habitat, et notamment la réussite de sa reproduction.

Les hypothèses de l'impact du changement climatique sur cette espèce indicatrice sont :

- Extinction locale possible des populations suite à la disparition de stations remarquables en plaine,
- Une entrée progressive du Lézard des murailles indiquant une modification micro-climatique des sites et un remplacement possible entre « lézards gris ».

L'objectif de ce suivi est par conséquent d'obtenir des tendances évolutives de l'occurrence du Lézard vivipare en lien avec d'éventuelles variations climatiques sur différents sites témoins du Massif landais mais également des zones humides de basse altitude et des tourbières des plateaux limousins.

5.5.1 Matériel et méthodes

• Sélection des sites

La sélection s'est portée sur des sites présents dans l'aire de répartition du Lézard vivipare (présence avérée ou non de ce dernier), facilitant la mise en évidence d'éventuels mouvements populationnels au cœur du massif landais et en périphérie (Fig. 160). Les milieux concernés sont les secteurs de lagunes et de landes à molinie de plaine sur les départements de la Gironde, des Landes et du Lot-et-Garonne. Ces sites coïncident autant que possible avec ceux d'autres suivis en milieu humide, notamment avec les sites de suivi de la Rainette ibérique d'affinité climatique similaire.

Cette étude se focalise sur les réponses écologiques des populations de plaines face au changement climatique. Les populations enclavées dans le Massif landais sont d'autant plus intéressantes à suivre du fait de leur caractère isolé et réfugié dans les derniers secteurs de lagunes fraîches de Gironde et des Landes.

En 2016, les sites sélectionnés ne concernaient que la Gironde, les Landes et le Lot-et-Garonne. En 2017, la sélection de sites s'est étendue au Limousin avec l'extension de la région Nouvelle-Aquitaine.

En Limousin, les sites ont été choisis afin de mettre en évidence une possible disparité entre les populations des tourbières et landes humides de basse altitude en Creuse et en Haute-Vienne et celles des tourbières des plateaux de Creuse et de Corrèze. Ces sites sont majoritairement gérés

par le Conservatoire d'Espaces Naturels du Limousin. Trois sites sont gérés par des exploitants agricoles souhaitant conserver leurs zones humides en bon état écologique.

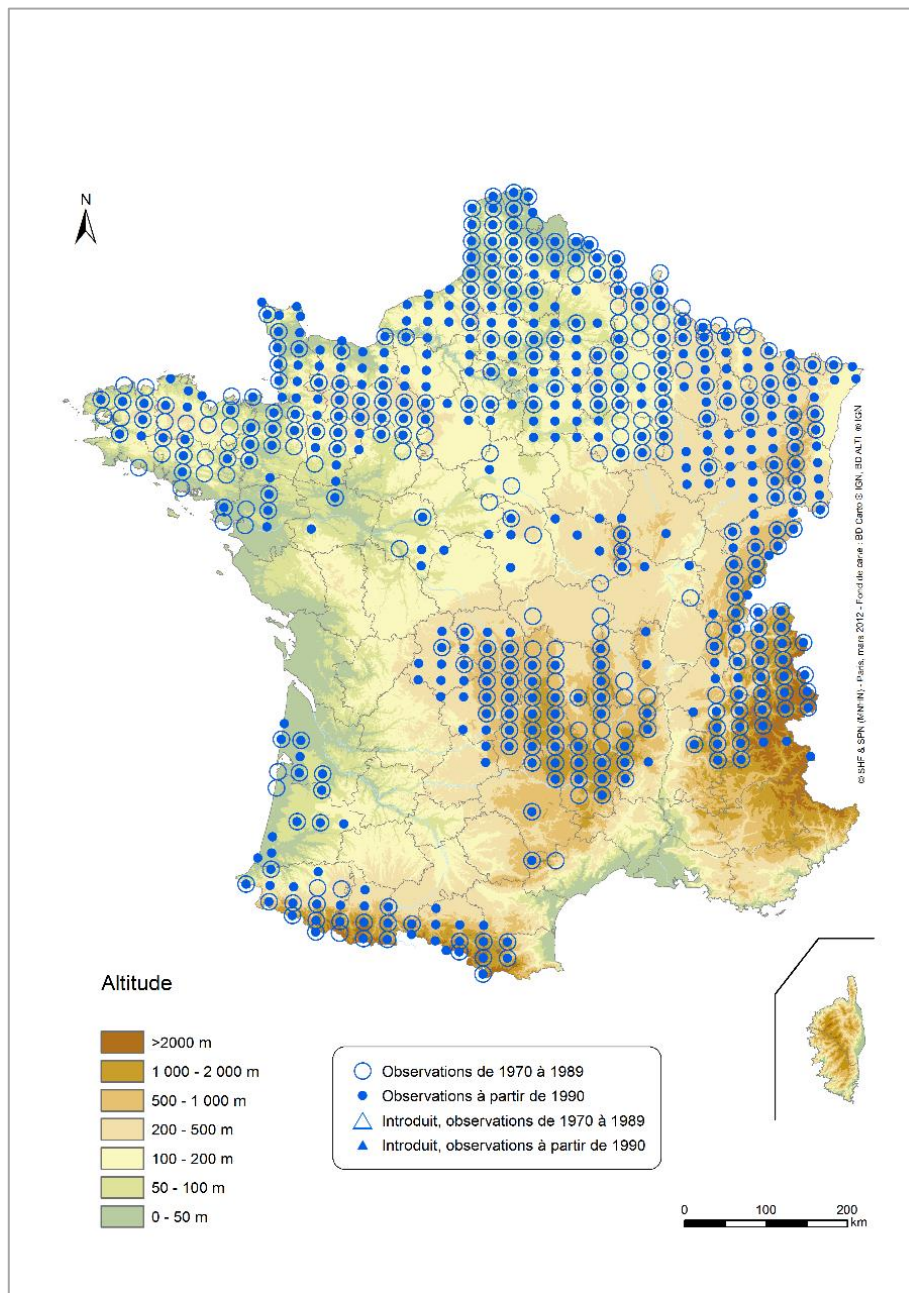


Fig. 160. Répartition du Lézard vivipare en France (SHF, 2013)

• Description des sites choisis

Pour le suivi du Lézard vivipare, chaque « site » de suivi correspond à une « lagune » en ex-Aquitaine et ses environs immédiats ou à un milieu de landes humides à molinies.

12 sites ont ainsi été sélectionnés en ex-Aquitaine (7 en Gironde, 3 dans les Landes, et 2 en Lot-et-Garonne) à partir de la répartition connue du Lézard vivipare en plaine et avec une homogénéité de répartition selon un gradient nord-sud, est-ouest et 8 sites en ex-Limousin (Fig. 161, Tab. LXXIX).



Sites de suivis du Lézard vivipare :
Situation géographique des sites d'études en Nouvelle-Aquitaine

Fig. 161. Situation géographique des sites d'études validés dans la cadre du suivi du Lézard vivipare.

Tab. LXXIX. Caractéristiques des sites étudiés dans le cadre des suivis "Lézard vivipare"

Département	Dénomination	Type d'habitat	Propriétaire/gestionnaire	Accord	Structure de suivi et nom de l'observateur	Latitude	Longitude
Gironde (33)	Le Pian Médoc	Landes humides	-		Cistude Nature - Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	Martillac	Landes humides	-		Cistude Nature - Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	Hostens	Lagune	Conseil départemental	oui	Cistude Nature - Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	Saint Magne	Lagune	-		Cistude Nature - Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	Illats	Landes humides	-		Cistude Nature - Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	St Jean d'Illac	Lagune	-		Cistude Nature - Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	Saumos - Le Porges	Lagune	-		Cistude Nature - Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	Brocas	Landes humides	Commune	oui	Cistude Nature - Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	Captieux	Lagune	-		Cistude Nature - Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	Réserve Etang noir	Lagune	Réserve/syndicat mixte	oui	Cistude Nature - Maud Berroneau	██████	██████
Lot-et-Garonne (47)	Pindères	Lagune	Commune	oui	Cistude Nature - Maud Berroneau	██████	██████
Haute-Vienne (87)	Moulin de Rousset	tourbière	Hugo BOURDIN	oui	GMHL - Gaëlle CAUBLOT	██████	██████
Haute-Vienne (87)	RNN Duges	tourbière	CEN Limousin	oui	GMHL - Gaëlle CAUBLOT	██████	██████
Corrèze (19)	Etang de Chabannes bas	tourbière	CEN Limousin	oui	GMHL - Gaëlle CAUBLOT et Cristian ESCULIER	██████	██████
Corrèze (19)	Sources de la Vienne	tourbière	CEN Limousin	oui	GMHL - Gaëlle CAUBLOT et Cristian ESCULIER	██████	██████
Haute-Vienne (87)	la Fontaine	prairie humide	Loup FRESSINAUD MAS DE FEIX	oui	GMHL - Gaëlle CAUBLOT	██████	██████
Corrèze (19)	Tourbière de la Ferrière	tourbière	CEN Limousin	oui	GMHL - Gaëlle CAUBLOT et Cristian ESCULIER	██████	██████
Creuse (23)	la Rabouillère	prairie humide	Association la Rabouillère	oui	GMHL - Gaëlle CAUBLOT	██████	██████
Corrèze (19)	Landes de Marcy	tourbière	CEN Limousin	oui	GMHL - Gaëlle CAUBLOT et Cristian ESCULIER	██████	██████
Creuse (23)	Tourbière de la Mazure	tourbière	CEN Limousin	oui	GMHL - Gaëlle CAUBLOT et Cristian ESCULIER	██████	██████

• Définition et positionnement des points d'échantillonnage

Cette étude se base sur un suivi annuel de présence du Lézard vivipare sur 20 sites répartis sur 6 départements concernés (Gironde, Landes, Lot-et-Garonne, Creuse, Corrèze, Haute-Vienne) et couplés à des stations météorologiques.

Les sites sont matérialisés par des carrés de 100 mètres sur 100 mètres et contiennent chacun 5 placettes d'échantillonnage de 10 m x10 m positionnées aléatoirement sur habitat favorable (Fig. 162, Annexe 27).

Cette année a été consacrée à la mise en place du protocole en ex-Limousin. Les carrés seront présentés dans le prochain rapport.

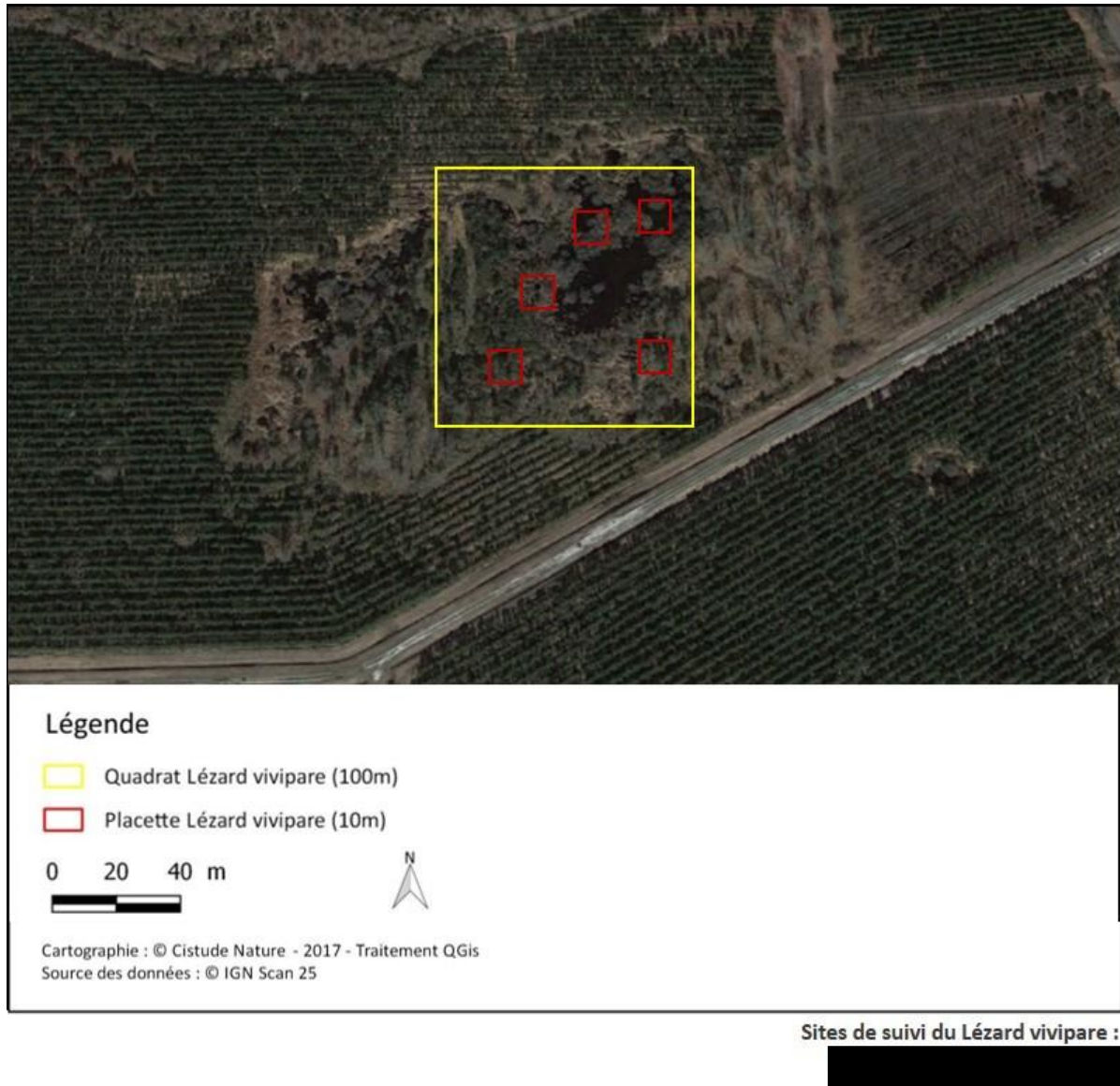


Fig. 162. Un exemple de situation de quadrat et placettes du suivi Lézard vivipare en Gironde

- **Méthode de relevés et détermination des espèces**

Le suivi annuel indique la présence du Lézard vivipare sur les 20 sites sélectionnés. L'application du protocole type POP Reptile (LOURDAIS & MIAUD, 2016) permettra une estimation fine de la présence et de l'abondance de l'espèce.



Le protocole peut se résumer ainsi : 3 passages par site et donc par placette par an, de préférence entre avril et juin. L'observateur passe 20 min par placette à noter la présence et le nombre de Lézard vivipare ainsi que d'autres données propres aux placettes et aux autres espèces observées (notamment le Lézard des murailles et la Vipère péliade).

- **Conditions météorologiques requises**

Les conditions météorologiques ne sont pas particulièrement difficiles à respecter. Il convient d'éviter les jours à couverture nuageuse importante (>80%) et les jours pluvieux en cas de météo orageuse. Aussi à l'inverse, il convient d'éviter les jours trop ensoleillés et/ou à température trop élevée.

- **Nombre de campagne de relevés**

Trois campagnes de relevés sont requises pour chaque site au cours de la saison (mars à juin), avec un espace-temps d'au moins 2 semaines entre deux passages de prospection.

- **Fiche de relevés**

La récolte de données est réalisée à l'aide de la fiche de relevé standardisée (Annexe 28).

Trois fiches de renseignements doivent être remplies pour chaque placette et chaque passage. La première fiche « Relevé » renseigne par placette les observations de l'espèce, les indices de présence et les gîtes utilisés pour les trois passages. La deuxième fiche « Descriptif placette » permet un descriptif précis de la placette pour les trois passages. Enfin, la fiche « Récapitulatif placettes » liste l'ensemble des placettes à prospecter.

Notice explicative aux fiches à renseigner

- ***Fiche Relevé***

- Localisation / aide localisation : coordonnées GPS des quatre extrémités de la placette. Il peut également être noté toute remarque facilitant le bon repérage du site.

Météo :

- T° : valeur maximale indiquée par le thermomètre/anémomètre (en degré Celsius).
- Vent : valeur maximale indiquée par le thermomètre/anémomètre (en m/s) sur une minute.
- Nuage : la couverture nuageuse doit être indiquée selon 5 coefficients ($1 \leq 20\%$; $20\% < 2 \leq 40\%$; $40\% < 3 \leq 60\%$; $60\% < 4 \leq 80\%$; $5 > 80\%$).

Nature du contact avec Lézard vivipare :

- Obs directe : nombre d'individus différents observés.
- Mues : nombre de mues dénombrées (attention à la confusion avec d'autres lacertidés).

Nature de l'abri :

Description de l'abri utilisé par l'individu.

- Remarque : pour indiquer tout type d'information supplémentaire.

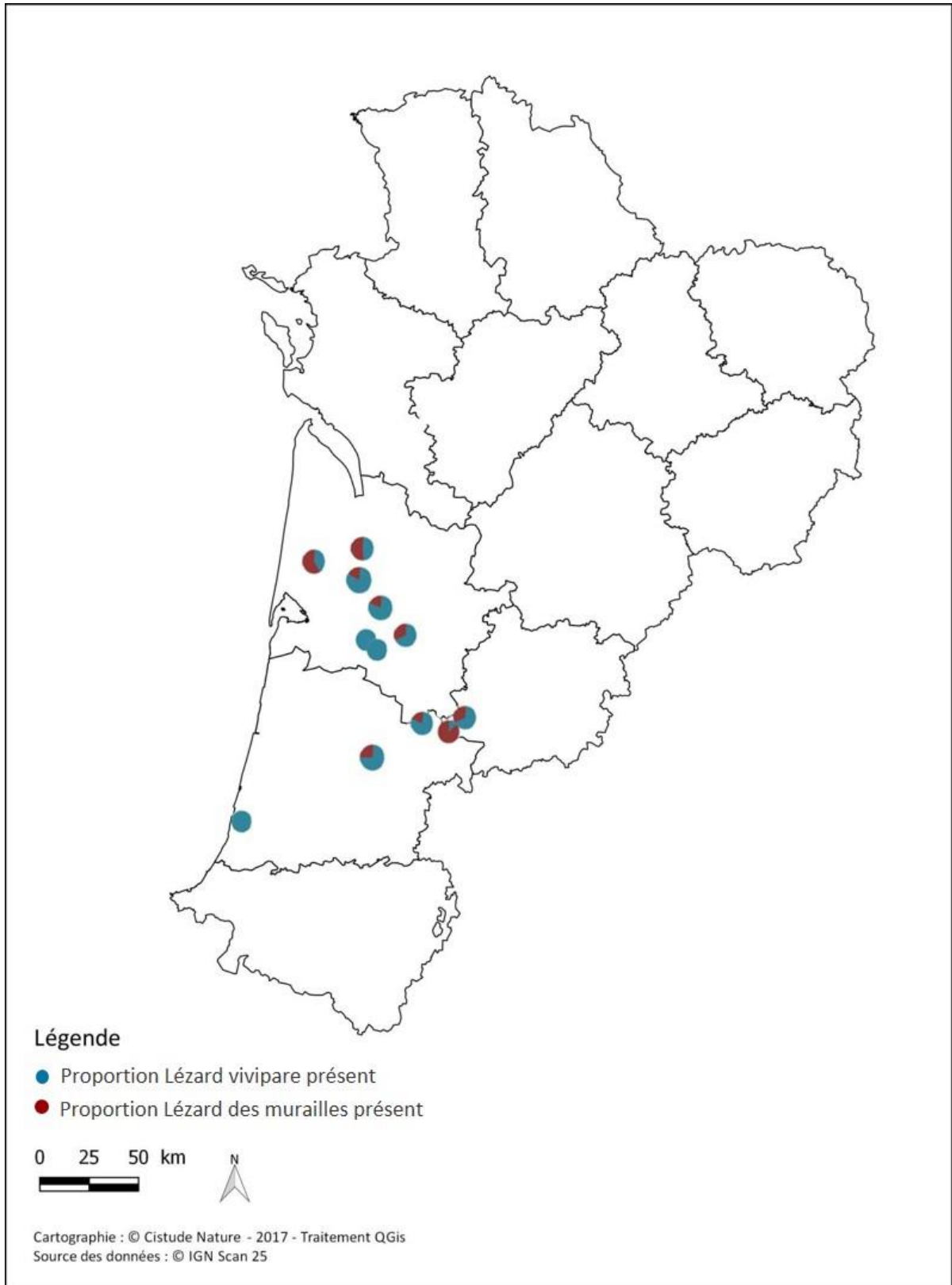
Observation d'autres espèces :

-
- Lézard des murailles (nombre, stades, etc.)
 - autres espèces remarquables
 - *Fiche Descriptif placette*
 - Localisation / aide localisation : cf. ci-dessus.
 - Date / Observateur : date et nom des observateurs lors des trois passages.
 - Position : emplacement de la placette sur le site.
 - Strates de végétation : pourcentage et hauteur des différentes strates de végétation au sein de la placette.
 - Nature abri : présence / absence et nombre des différents abris disponibles pour les Lézards vivipares.
 - *Fiche Récapitulatif placettes*
 - Coordonnées GPS : indiquent les quatre extrémités Nord-Ouest, Nord Est, Sud Est et Sud-Ouest de la placette.
 - Commentaires : toutes informations permettant de faciliter le repérage de la placette.

5.5.2 Résultats exploratoires

En 2016, les sites n'ont pu être visités et sélectionnés qu'en dehors de la pleine période d'activité du Lézard vivipare (visites faites entre juillet et septembre). Aucun relevé selon le protocole précédemment présenté n'avait pu être fait. Ainsi, aucun résultat exploratoire n'avait été rapporté pour 2016. Pour la région ex-Limousin, les sites ont été visités tardivement (de mai à octobre) en 2017 suite à la mise en place du partenariat dans le territoire en début d'année. Des suivis tardifs ont été menés pour tester le protocole et valider le choix des sites à suivre.

Pour 2017, une cartographie (Fig. 163) représentant le rapport Lézard vivipare / lézard des murailles observés sur les sites d'études est proposée. Les prochaines années permettront d'avoir une image instantanée du rapport de force entre le Lézard vivipare et le Lézard des murailles sur les sites d'études. Lorsque la balance penchera en faveur du Lézard des murailles, cela indiquera que l'habitat et les conditions micro-climatiques (température, hygrométrie) auront été modifiées. Les études éco-physiologiques permettront de mettre en avant les seuils de tolérance des fluctuations hygrométriques des lézards vivipares.



Résultats de suivi du Lézard vivipare :
Proportion Lézard vivipare et Lézard des murailles sur chaque site suivi

Fig. 163. Observations sur la saison 2017 par sites des Lézards vivipares (bleu) et des Lézards des murailles (violet)



5.5.3 Discussion

Le suivi devra être assuré dans le temps pour produire des indices annuels d'abondance et de répartition pour comparaison sur le long terme.

Les analyses devront porter sur la mise en place d'une méthode efficace permettant de vérifier les corrélations entre l'occurrence du Lézard vivipare et la variation climatique des sites (assèchement, modification de la flore, etc.).

Un focus particulier sera fait sur la pénétration possible du Lézard des murailles sur ces secteurs en landes humides, indicatrice d'un changement climatique et d'habitat à l'échelle du site et sur l'étude de ses conséquences sur les populations de Lézard vivipare.

Un projet est en réflexion avec le CNRS de Chizé pour mettre en lien les changements climatiques et les réponses des populations de Lézard vivipare via l'équipement des sites de micro-sondes au niveau du sol et des micro-habitats inféodés à cette espèce. L'approche par modélisation apportera également des informations sur les tendances évolutives de ces populations.

5.6 Vipère péliade (*Vipera berus*)

Auteur : Gaëlle Caublot, Contributeur : Julien Jemin

La Vipère péliade est une espèce boréale présentant des adaptations spécifiques au froid qui la rendent vulnérable aux fortes températures. La limite sud de répartition de cette espèce se trouve dans le Massif central où on la rencontre principalement dans les milieux frais et humides (tourbières, landes à molinies etc.) au-dessus de 700 m d'altitude en Limousin bien que certaines vallées fraîches puissent lui permettre de subsister à 530 m. Le changement climatique pourrait impacter cette espèce en influant sur la qualité de ses habitats et en perturbant directement l'espèce par le biais de sa physiologie (coûts de maintenance et phénologie de la reproduction) (GUILLON, 2012).

Les hypothèses de l'impact du changement climatique sur cette espèce indicatrice sont :

- Une contraction de la répartition de l'espèce vers les plus hautes altitudes ;
- Un émiettement de la répartition globale (extinctions locales) ;
- Une détérioration de la condition corporelle des individus due à des mécanismes hormonaux (phénomène décrit pour la Vipère aspic *in* Brischoux *et al.* 2016) ;
- Une entrée progressive de la Vipère aspic indiquant une modification microclimatique des sites et une compétition possible entre les deux espèces.

Les objectifs de cet indicateur sont de visualiser la tendance évolutive de la répartition, abondance, estimation de l'âge et de la taille de la Vipère péliade en lien avec d'éventuelles variations climatiques, mais aussi d'observer l'évolution du rapport de force entre la Vipère péliade et la Vipère aspic.

En 2017 en Limousin, les sites ont été visités tardivement (de mai à octobre) pour tester le protocole et valider le choix des sites.

5.6.1 Matériel et méthodes

• Sélection des sites

Les huit sites ont été choisis dans l'aire de répartition actuelle connue de la Vipère péliade (présence avérée de l'espèce, Fig. 164) afin de mieux appréhender l'éventuelle modification d'occurrence de cette dernière. Les zones échantillonnées sont des tourbières et des landes humides entre 670 et 810 m d'altitude en Creuse et en Corrèze. Dans certains sites les plus bas, une sympatrie avec la Vipère aspic est connue. Ils ont été choisis à la fois dans les sites en zones « marge » et « cœur » indiquées dans le travail de thèse de Michaël Guillon. Le suivi n'intègre pas de sites en zone « out », zone d'absence de la vipère péliade.

Les sites suivis sont gérés – sauf Tigouleix – par le Conservatoire d'Espaces Naturels du Limousin qui vise à conserver les parcelles dans un état favorable à la présence de vipères péliades (maintien des milieux ouverts et des fonds humides). Le dernier site appartient à un adhérent du GMHL, souhaitant conserver ses parcelles en bon état écologique pour l'espèce, qui y effectuera le suivi. La disparition éventuelle de vipères péliades sera donc probablement due à une modification climatique plutôt qu'à une modification d'état des parcelles.

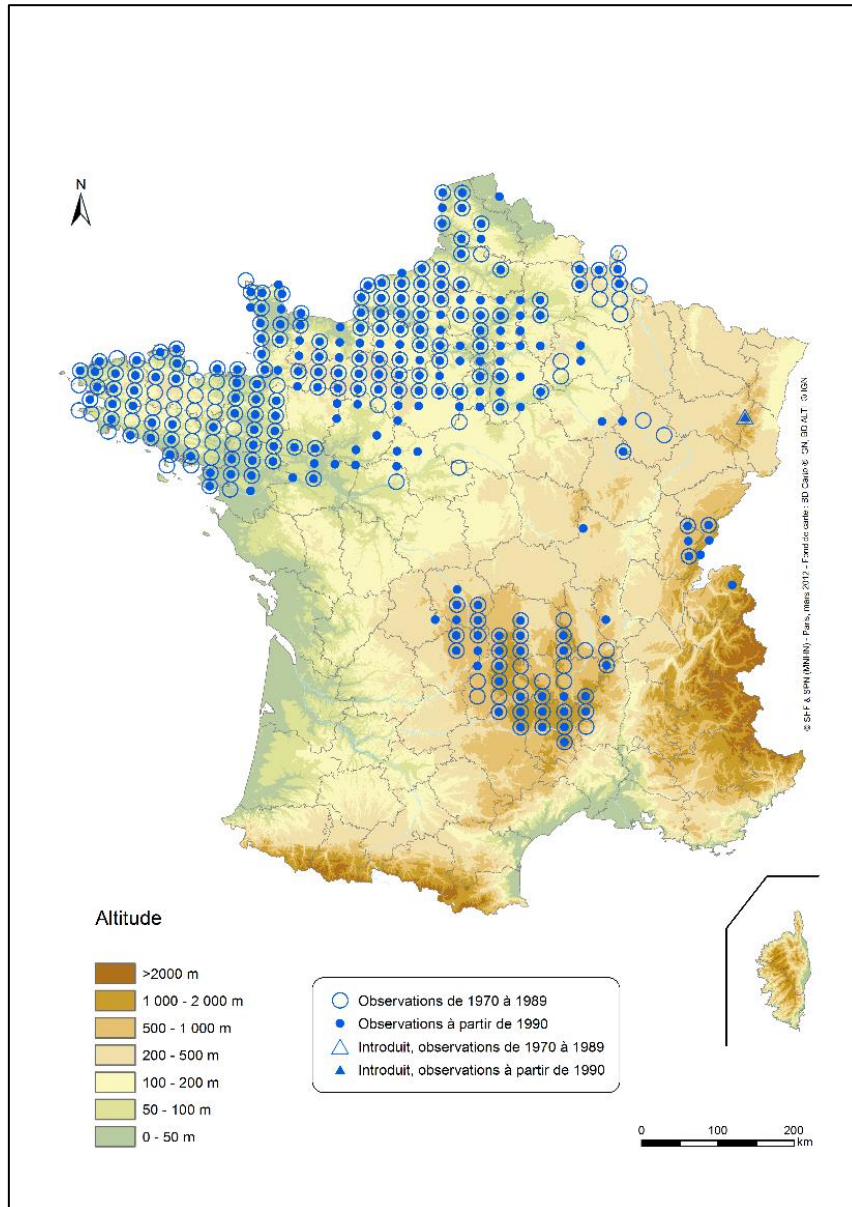


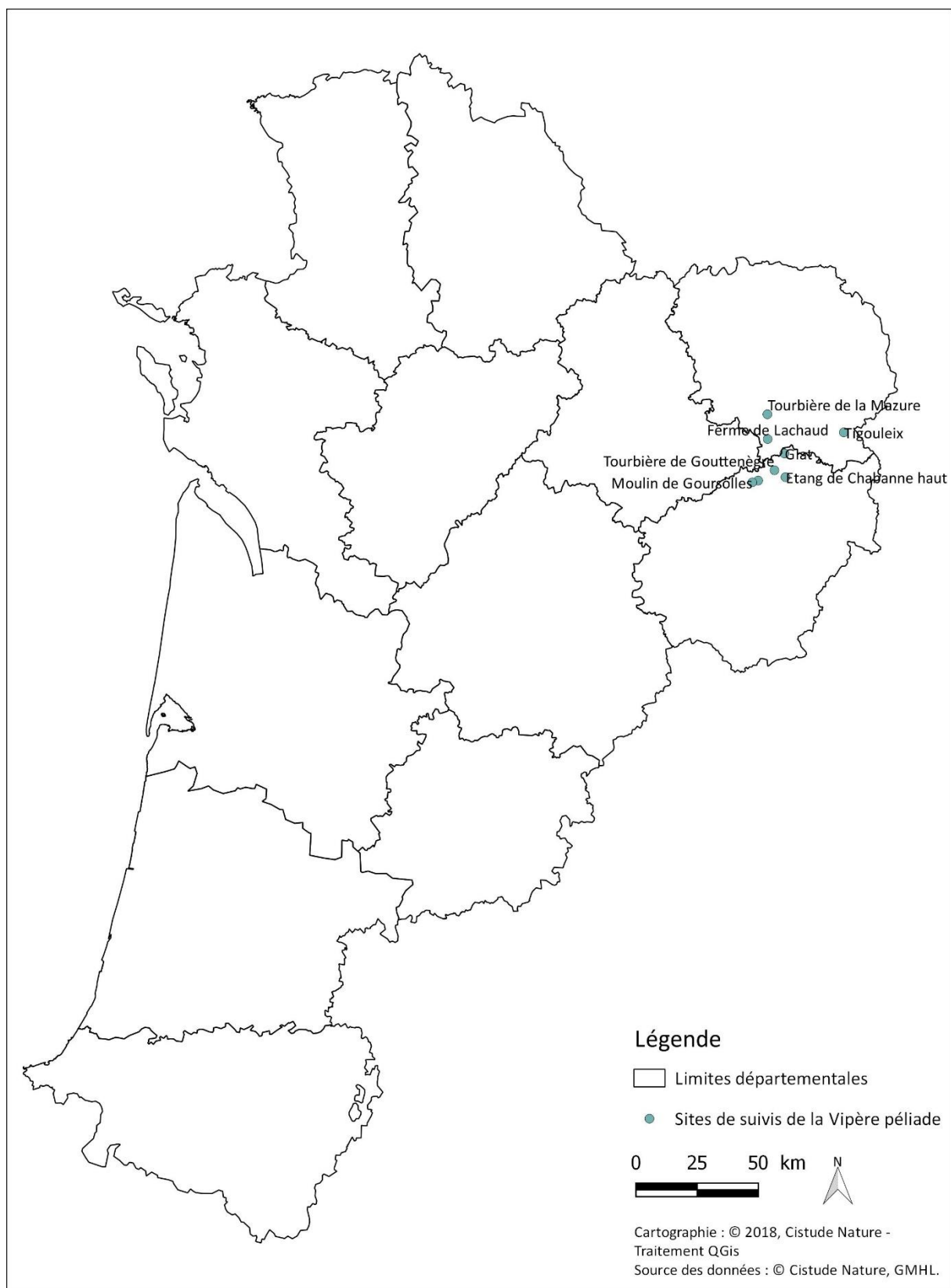
Fig. 164. Répartition de la Vipère péliade (SHF, 2012).

• Description des sites choisis

Pour le suivi de la Vipère péliade, chaque « site » de suivi correspond à un cercle d'un kilomètre de rayon au sein duquel sont répartis trois transects. Ces sites englobent des zones de tourbières, de landes humides ou de bocage frais. Ce protocole se base sur le protocole POPReptile adapté par l'Observatoire des Reptiles d'Auvergne (ORA) en collaboration avec le CNRS de Chizé (CEBC) dans le cadre du suivi des vipères péliades dans le Massif Central.

Huit sites ont ainsi été sélectionnés (5 en Corrèze et 3 en Creuse) à partir de la répartition connue de la Vipère péliade en Limousin et avec une homogénéité de répartition selon un gradient altitudinal (Fig. 165, Tab. LXXX).

Ces sites coïncident autant que possible avec ceux d'autres suivis en milieu humide, notamment avec les sites de suivi de Lézard vivipare, d'affinité climatique similaire.



Sites de suivis de la Vipère péliade :
Situation géographique des sites d'études en Nouvelle-Aquitaine

Fig. 165. Situation géographique des sites d'études validés dans le cadre du suivi de la Vipère péliade.

Tab. LXXX. Caractéristiques des sites étudiés dans le cadre du suivi de la Vipère péliade

Département	Dénomination	Type d'habitat	Propriétaire/gestionnaire	Accord	Structure de suivi et nom de l'observateur	Longitude	Latitude	Altitude (m)
Creuse (23)	Tourbière de la Mazure	tourbières	CEN Limousin	oui	GMHL – Gaëlle CAUBLOT	██████	██████	810
Corrèze (19)	Tourbière du Tronchet	tourbières	CEN Limousin	oui	GMHL – Gaëlle CAUBLOT	██████	██████	697
Corrèze (19)	Giat	landes humides et tourbières	CEN Limousin	oui	GMHL – Gaëlle CAUBLOT et Cristian ESCULIER	██████	██████	761
Corrèze (19)	Moulin de Goursolles	tourbières	CEN Limousin	oui	GMHL – Gaëlle CAUBLOT et Cristian ESCULIER	██████	██████	689
Corrèze (19)	Tourbière de Gouttenègre	tourbières	CEN Limousin	oui	GMHL – Gaëlle CAUBLOT	██████	██████	850
Corrèze (19)	Etang de Chabanne haut	landes humides et tourbières	CEN Limousin	oui	GMHL – Gaëlle CAUBLOT et Cristian ESCULIER	██████	██████	757
Creuse (23)	Ferme de Lachaud	landes humides et tourbières	Ferme de Lachaud (Frédéric Lagarde)	oui	GMHL – Gaëlle CAUBLOT et Cristian ESCULIER	██████	██████	670
Creuse (23)	Tigouleix	bocage	Rob VEEN	oui	GMHL – Rob VEEN et Cristian ESCULIER	██████	██████	734

• Définition et positionnement des points d'échantillonnage

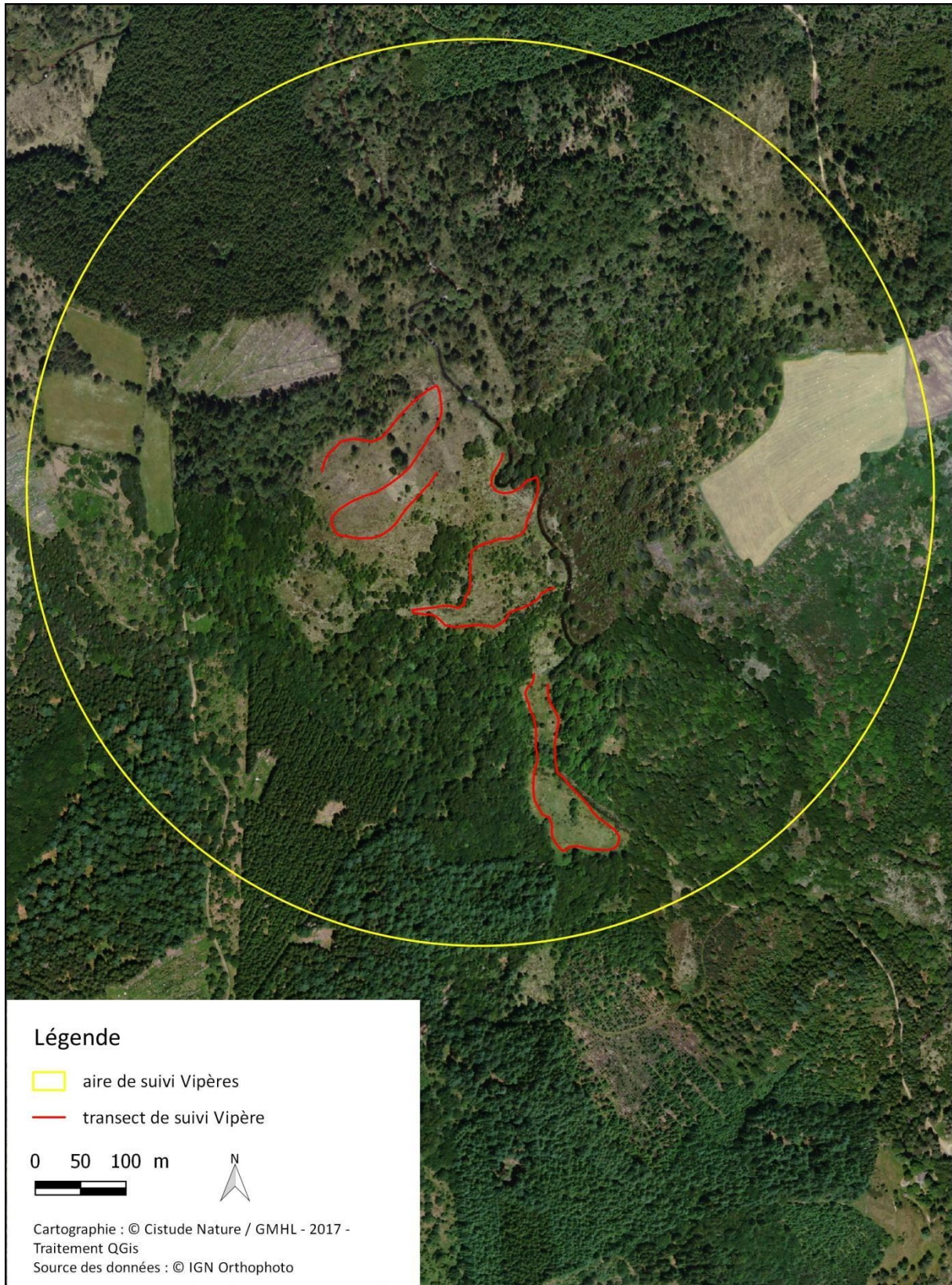
Cette étude se base sur un suivi annuel de présence de la Vipère péliade sur 8 sites répartis sur deux départements concernés (Creuse et Corrèze) et couplés à des stations météorologiques.

Les sites sont matérialisés par des cercles d'un kilomètre de rayon et contiennent chacun trois transects de 455 à 670 m localisés dans un habitat favorable homogène au sein du transect (Tab. LXXXI, Fig. 166, Fig. 167, Annexe 29). Les transects sont distants d'au moins 200 m et réalisés de manière aléatoire entre le point d'arrivée et de fin, en passant par les zones des plus favorables potentiellement.



Tab. LXXXI. Caractéristiques des transects dans le cadre du suivi de la Vipère péliade

Dénomination du site	Dénomination du transect	Longueur (en m)	Altitude (en m)	Point de départ	Point GPS d'arrivée
Etang de Chabanne haut	chaba_1	534,44	757	[REDACTED]	[REDACTED]
	chaba_2	578,85	757	[REDACTED]	[REDACTED]
	chaba_3	497,36	757	[REDACTED]	[REDACTED]
Giat	giat_1	521,01	761	[REDACTED]	[REDACTED]
	giat_2	472,28	761	[REDACTED]	[REDACTED]
	giat_3	592,15	761	[REDACTED]	[REDACTED]
Moulin de Goursolles	gours_1	512,43	689	[REDACTED]	[REDACTED]
	gours_2	561,32	689	[REDACTED]	[REDACTED]
	gours_3	515,78	689	[REDACTED]	[REDACTED]
Tourbière de Gouttenègre	goutt_1	474,94	850	[REDACTED]	[REDACTED]
	goutt_2	518,3	850	[REDACTED]	[REDACTED]
	goutt_3	514,75	850	[REDACTED]	[REDACTED]
Ferme de Lachaud	lachau_1	606,41	670	[REDACTED]	[REDACTED]
	lachau_2	526,86	670	[REDACTED]	[REDACTED]
	lachau_3	670,5	670	[REDACTED]	[REDACTED]
Tourbière de la Mazure	mazur_1	537,08	810	[REDACTED]	[REDACTED]
	mazur_2	520,87	810	[REDACTED]	[REDACTED]
	mazur_3	486,31	810	[REDACTED]	[REDACTED]
Tourbière du Tronchet	tronc_1	455,08	697	[REDACTED]	[REDACTED]
	tronc_2	552,48	697	[REDACTED]	[REDACTED]
	tronc_3	596,95	697	[REDACTED]	[REDACTED]



Site de suivis de Vipère péliade :
[Redacted]

Fig. 166. Un exemple de situation des transects dans le cadre du suivi de la Vipère péliade sur photographie aérienne.

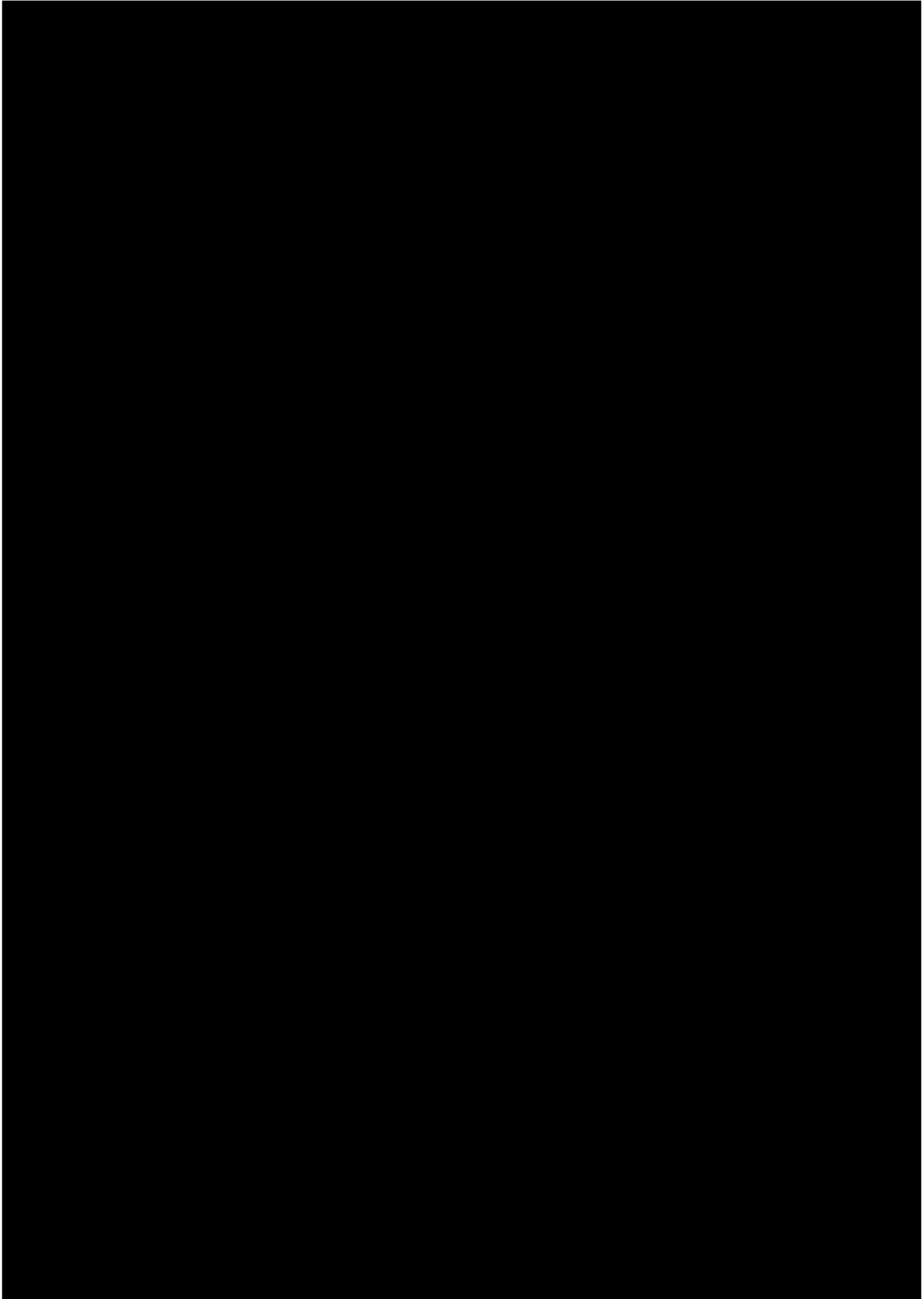


Fig. 167. Un exemple de situation des transects dans le cadre du suivi de la Vipère péliade sur carte topographique.



- **Méthode de relevés et détermination des espèces**

Le protocole de suivi se base sur celui développé par l'Observatoire des Reptiles d'Auvergne (ORA), Olivier Lourdaïs et Michaël Guillon (CEBC) dans le cadre d'un suivi à long terme de l'espèce dans le Massif central (lui-même basé sur le protocole POPReptile 2 : suivis temporels (LOURDAÏS & MIAUD, 2016). L'objectif du suivi ORA est double : 1/ Suivre le déplacement potentiel des limites de l'aire de répartition de l'espèce en Auvergne (phénomènes de contraction ou d'expansion, la contraction vers les hautes altitudes étant la plus probable) ; 2/ Evaluer un possible émiettement de la répartition globale de l'espèce (phénomène d'extinctions locales).

L'ensemble des observations sera réalisé à vue uniquement (pas de pose de plaques). L'espèce principalement suivie est la Vipère péliade mais la présence d'autres espèces de reptiles (Lézard vivipare, Vipère aspic, Coronelle lisse, Lézard des souches, etc.) sera également indiquée permettant d'étudier des éventuelles modifications de communauté des reptiles et le rapport de force avec notamment la Vipère aspic. La détermination se fait à vue. L'âge approximatif (adulte ou juvénile) se fait sur la base de la taille des individus. Ainsi, les animaux sont considérés comme adultes lorsqu'ils atteignent 49 cm pour les femelles et 45 cm pour les mâles, la longueur étant mesurée du museau au cloaque (URSENBACHER, 1998). Toutefois, les animaux ne seront pas capturés, la longueur sera donc estimée, de même que l'âge.

Les transects sont suivis à pied, assez lentement pour permettre de bien observer les individus présents. Il n'y a pas de limitation de durée mais le protocole est en cours de mise en place pour établir une durée moyenne.

Actuellement, au total 21 transects sont suivis, soit 11,246 km. Il manque les transects d'un site (Tigouleix) qui restent encore à définir.

- **Conditions météorologiques requises**

Les conditions météorologiques ont un impact important sur la probabilité de détection de l'espèce. Il convient de réaliser les suivis par temps doux ou orageux, peu ou pas venteux. Les températures trop froides, trop chaudes ou la pluie battante sont à éviter. Les animaux peuvent s'observer plus aisément lors de moment couverts voire de faibles précipitations intermittentes lorsque la température est suffisante. Les tranches de température d'observation seront précisées l'année prochaine lors du test du protocole.

- **Nombre de campagne de relevés**

Les sites seront suivis trois fois par an au printemps (à partir de début avril jusqu'à juin), les transects d'un même site devant être réalisés dans la même journée. Les sites sont suivis chaque année.

- **Fiche de relevés**

La récolte de données sera réalisée à l'aide de la fiche de relevé standardisée créée par l'Observatoire des Reptiles d'Auvergne et le Centre d'Etudes Biologiques de Chizé.

Trois fiches de renseignements doivent être remplies pour chaque site. La première fiche « Relevé » (Annexe 30) renseigne les observations de l'espèce pour chaque transect de chaque site et doit être complétée à chaque passage. La deuxième fiche « Typologie des habitats » (Annexe 31)



permet un descriptif général des habitats bordant le transect et doit être remplie chaque année. La dernière fiche « Typologie simplifiée des milieux » (Annexe 32) décrit l'espace dans une largeur de 3m de part et d'autre du transect et relève plus précisément la présence d'abris et la structure de la végétation.

Notice explicative aux fiches à renseigner

Fiche Relevé

- Localisation : nom du site, numéro du transect, longueur du transect.
- Observateur : nom du prospecteur
- Date, heure de début et de fin et numéro de passage sur le transect

Météo :

- T° : température au début du transect à relever (en degré Celsius).
- Vent : nul, léger, moyen ou fort.
- Ciel : ensoleillé, belles éclaircies, nuageux prédominant, très nuageux, orageux, pluvieux ou ciel voilé.

Contact avec les individus observés (une ligne par individu de reptile):

- Espèce de l'individu observé.
- Age de l'individu observé estimé (adulte/juvénile).
- localisation : 1^{er}/2^e/3^e tiers du transect ou hors protocole (à positionner).

Fiche Typologie des habitats

Il s'agit de décrire l'habitat dominant sur deux bandes de 30 m de large environ de part et d'autre du transect. La description est réalisée de manière indépendante pour chaque transect du fait du caractère bordier de certains transects. La classification se base sur EUNIS, possédant une structure fondée sur 10 types de milieux.

Cette fiche est l'annexe 31 du protocole POPReptile de la SHF

Fiche Typologie simplifiée des milieux

La fiche vise à mieux définir la nature de l'interface en fonction de 5 types de milieux (linéaire, en mosaïque à végétation haute ou basse, à structuration végétale homogène ou anthropiques).

Cette fiche est l'annexe 32 du protocole POPReptile de la SHF

• Analyses et statistiques

Le choix de la méthode s'est porté sur un suivi en présence/absence multi sites (connu également sous le nom d'occupancy). L'intérêt de ce type de suivi est de limiter l'effort de prospection, mais en contrepartie un nombre important de sites est nécessaire. De plus, les paramètres démographiques ne pourront pas être suivis finement là où seuls des phénomènes populationnels assez drastiques



pourront être mis en évidence mais correspondant bien à l'échelle d'analyse de l'aire de répartition de l'espèce.

5.6.2 Discussion

Le suivi devra être assuré dans le temps pour produire des indices annuels d'abondance et de répartition pour comparaison sur le long terme. Le protocole est encore en cours de calage sur quelques détails (temps minimal de suivi, par exemple). L'année 2018 devrait permettre de le fixer une fois pour toute.

Les analyses devront porter sur la mise en place d'une méthode efficace permettant de vérifier les corrélations entre l'occurrence de la Vipère péliade et la variation climatique des sites (assèchement, modification de la végétation, etc.). La difficulté principale réside dans le caractère éluif de l'espèce, qui nécessite de réaliser les suivis par conditions météorologiques très favorables pour maximiser les chances d'observation. A titre d'exemple, un seul individu a été aperçu en fin d'année 2017, lorsque les températures ont baissé.

Un focus particulier sera fait sur la pénétration possible de la Vipère aspic sur les transects en landes humides et bords de tourbières, indicatrice d'un changement climatique et d'habitat à l'échelle du site et sur l'étude de ses conséquences sur les populations de Vipère péliade.

La mise en place de capteurs de température et d'humidité au niveau du sol devrait être envisagée afin de mieux appréhender le microclimat des zones fréquentées par les animaux (comm. pers. recommandations d'Olivier Lourdais et Mickaël Guillon, Centre d'études biologiques de Chizé-CNRS). De même, l'ajout de quelques sites pourrait permettre d'obtenir des résultats plus probants et fiables statistiquement.

Les transects ont été définis tardivement en 2017. L'année 2018 servira à confirmer leur positionnement. Le protocole étant encore en développement, il pourrait éventuellement subir quelques variations. De nouveaux transects pourraient être définis également dans le courant de 2018.

5.7 Communautés végétales des lagunes du plateau landais

Auteur : Kévin Romeyer, Contributeur : Grégory Caze

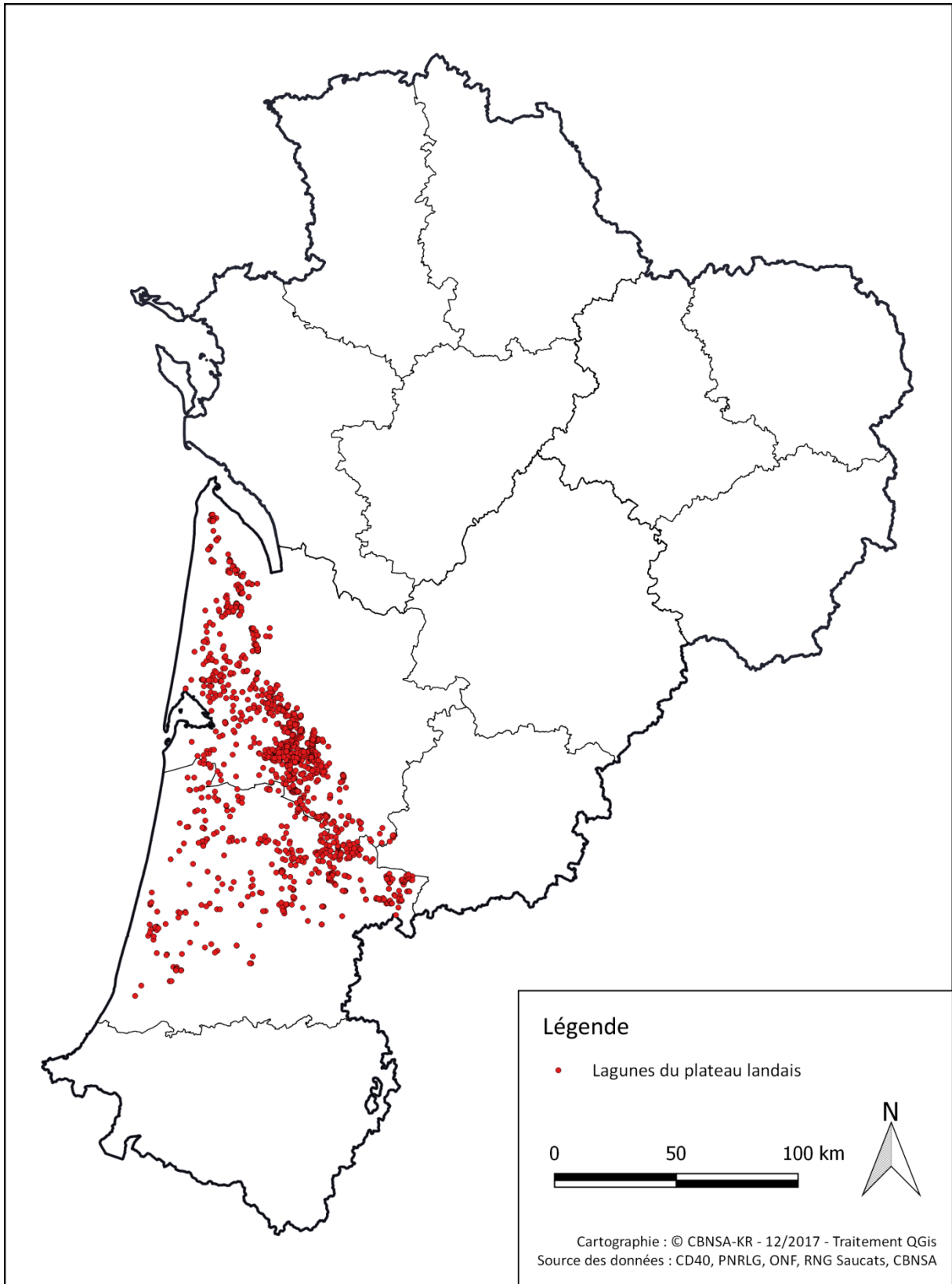
Les communautés végétales des lagunes du plateau landais hébergent une flore spécifique avec de nombreuses espèces patrimoniales (*Caropsis verticillatto-inundata*, *Littorella uniflora*, *Drosera intermedia*, *Luronium natans*, etc.) dont certaines à tendance psychrophile (*Utricularia minor*, *Pilularia globulifera*). Ces végétations sont adaptées à des sols et eaux pauvres en nutriments et aux fluctuations des niveaux d'eaux qui déterminent leur disposition en ceinture autour de la pièce d'eau (BLANCHARD & LAMOTHE, 2003 ; LE FOULER & BLANCHARD, 2011a). Ainsi, des communautés strictement aquatiques (immergées toutes l'année), terrestres (toujours émergées) et amphibies (immergées seulement une partie de l'année) sont retrouvées. Du fait de ces caractéristiques phyto-écologiques, elles semblent particulièrement sensibles à des épisodes de sécheresses plus intenses (obs. CBNSA). Dans le contexte du changement climatique avec des sécheresses et canicules plus intenses, ces végétations amphibies et aquatiques pourraient disparaître ou se raréfier au profit des végétations strictement terrestres.

Pour identifier et mesurer les effets du changement climatique sur les communautés végétales de lagunes, l'objectif est de suivre dans le temps et dans l'espace : 1- leur structure (types biologiques dominants, hauteur, recouvrement) et 2- leur composition floristique (diversité spécifique, cortèges indicateurs, fréquence relative des espèces, spectre chorologique).

5.7.1 Matériel et méthodes

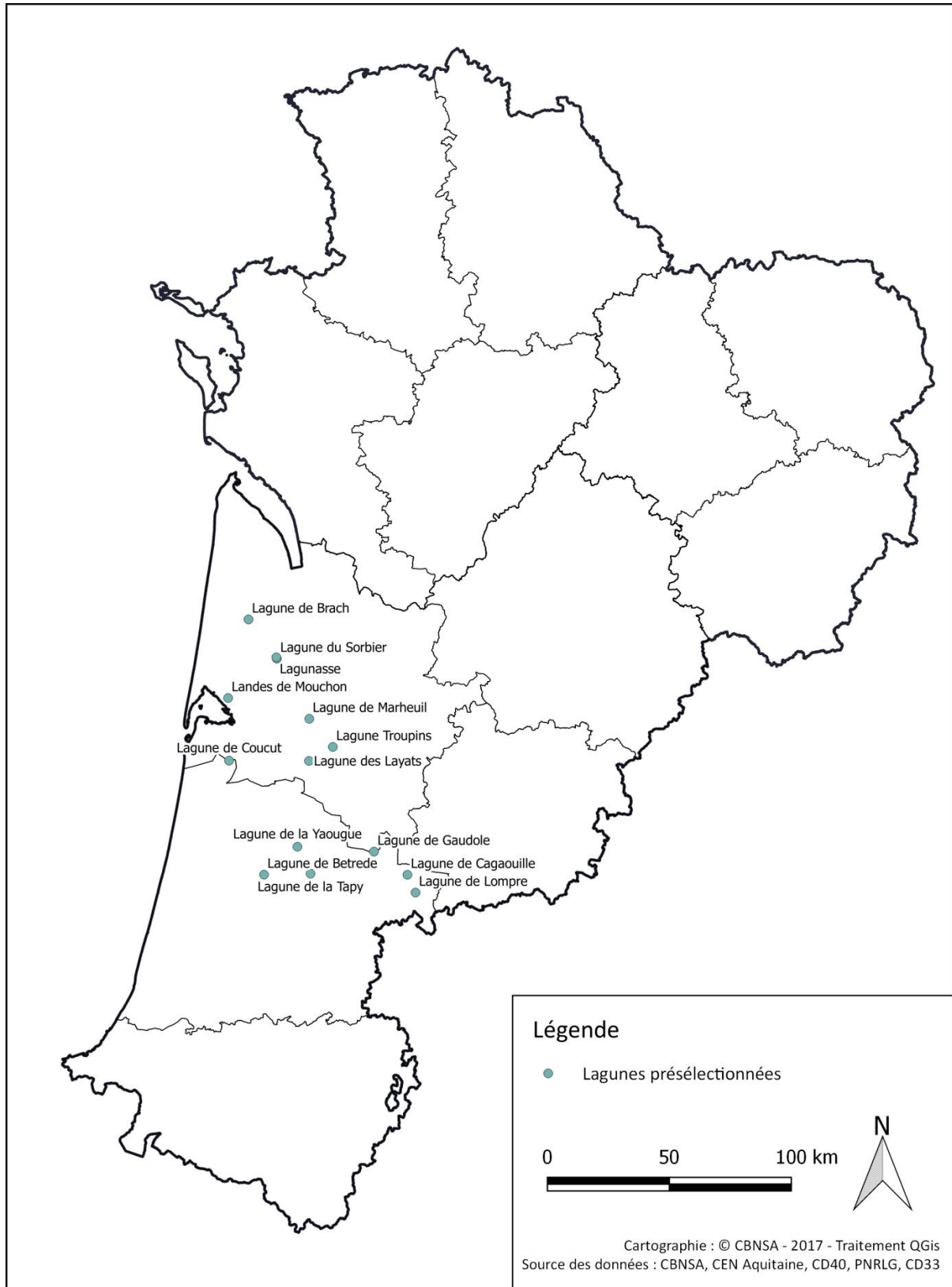
- Sélection des sites

Les communautés végétales amphibies et aquatiques des sols et eaux oligotrophes sont peu fréquentes à l'échelle de la région Nouvelle-Aquitaine ; elles sont en revanche bien représentées au sein du plateau landais et de la zone arrière-littorale en Gironde et dans les Landes (Fig. 168). Néanmoins, elles sont souvent mal exprimées et sur de faibles surfaces surtout en linéaires. Elles se retrouvent généralement en bord de routes et pistes forestières dans les fossés et crastes. Elles composent également en grande partie les végétations de lagunes du plateau landais où elles peuvent se développer sur des surfaces importantes. En effet, les profils de pente douce caractéristiques des lagunes en bon état de conservation favorisent une exondation graduelle sur de grandes largeurs. Ainsi, les lagunes forment un milieu privilégié pour étudier et suivre l'évolution de ces végétations typiques. Près de 2000 lagunes sont recensées sur le plateau landais (CONSEIL GENERAL DES LANDES, 2010 ; LE FOULER & BLANCHARD, 2011a) (Fig. 169) mais la plupart n'abrite pas de communautés végétales amphibies et aquatiques car atterries ou reprofilées pour d'autres utilisations (bassins de rétention, chasse, etc.).



Localisation des lagunes du plateau inventoriées

Fig. 168. Situation géographique des lagunes du plateau landais inventoriées en 2011.



Localisation des lagunes diagnostiquées pour la flore et les communautés végétales en 2017

Fig. 169. Situation géographique des lagunes visitées pour la flore et les communautés végétales en 2017.

L'identification des sites de suivi favorables s'appuie d'abord sur l'étude réalisée par le CBN Sud-Atlantique (LE FOULER & BLANCHARD, 2011a), les données de présence des espèces typiques des lagunes renseignées dans l'Observatoire de la Biodiversité Végétale de Nouvelle-Aquitaine (OBV atlas en ligne : ofsa.fr). Pour l'étude de ce milieu en lien avec le changement climatique, l'indicateur de suivi privilégié est formé par les communautés végétales amphibies relevant de l'Elodo palustris-Sparganium erecti Br.-Bl. & Tüxen ex Oberdorfer 1957) ; leur présence au sein des lagunes à retenir est donc indispensable. D'autre part, la présence de communautés végétales aquatiques relevant de l'Hydrocharition morsus-ranae Rübel ex Klika in Klika & Hada 1944 et Potamion polygonifolii Hartog & Segal 1964 est intéressante pour estimer leur résilience, notamment par rapport aux suivis de populations d'odonates.

En termes de répartition, la sélection devra être représentative des lagunes du plateau landais et spatialement équilibrée afin que d'éventuels gradients nord/sud ou est/ouest puissent être identifiés.

Ensuite, l'utilisation d'indices d'état permet de sélectionner les habitats les plus adéquats pour la mise en place d'un suivi à long terme. Ces indices sont les suivants :

- niveau de dérive trophique faible, basé sur la fréquence relative des espèces eutrophes au sein du tapis végétal (ex : *Bidens frondosa*, *Lemna sp*) ;
- atterrissement limité, basé sur le pourcentage de recouvrement de la pièce d'eau en été et des espèces ligneuses (*Frangula alnus*, *Salix atrocinerea*) ;
- envahissement faible par héliophytes, basé sur la fréquence relative et le recouvrement d'espèces compétitives (ex : *Schoenoplectus lacustris*, *Phragmites australis*, *Cladium mariscus*) ;
- diversité végétale élevée, basée sur la richesse spécifique et le nombre de communautés présentes ;
- absence ou limitation de perturbations hydrauliques ou physiques : creusement, comblements, fossés de connexion, retournements par faune etc.

Les lagunes du plateau landais étant sensibles aux modifications de régime hydrique (assèchement, surcreusement des lagunes, plantations adjacentes) et à l'eutrophisation liées aux activités anthropiques, elles sont en forte régression ces dernières années et certaines de manières irréversibles (CONSEIL GENERAL DES LANDES, 2011 ; LE FOULER & BLANCHARD, 2011b). Une attention particulière est apportée à l'absence ou à l'impact réduit de ces facteurs de modifications pour isoler au mieux le facteur climatique par rapport au suivi.

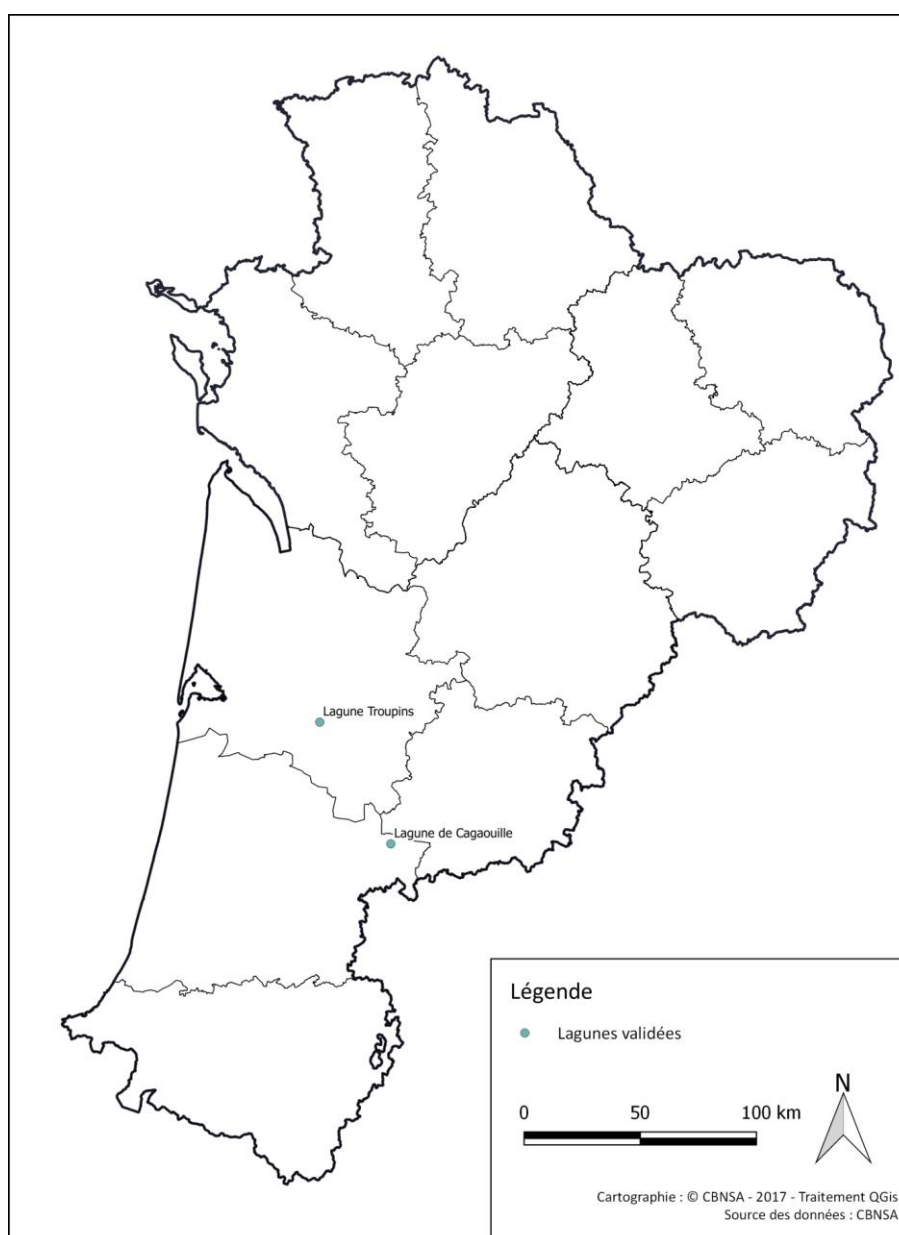
En début 2017 s'est tenue une réunion technique avec plusieurs partenaires du territoire impliqués sur l'étude et le suivi des lagunes à travers le programme les sentinelles du climat ou d'autres programmes (CEN Aquitaine, Conseil Départemental des Landes, CPIE Seignanx-et-Adour, Parc Naturel Régional des Landes de Gascogne, Réserve Géologique de Saucats-La Brède, Pays Médoc etc.). Cette réunion a permis de mettre en lumière l'ensemble des travaux portant sur la biodiversité des lagunes avec un objectif de mutualisation de certains suivis, de synergie entre suivis et ainsi éviter des doublons contre-productifs. La connaissance des acteurs du territoire a permis d'élaborer une nouvelle sélection de 31 sites potentiellement favorables pour la mise en place de suivis en lien avec le changement climatique.

Parmi ces 31 lagunes, 14 d'entre elles ne disposaient d'aucune donnée sur la flore et les communautés végétales présentes et ont fait l'objet d'un diagnostic par le CBN Sud-Atlantique, cela dans le but de statuer sur la pertinence d'un suivi pour ces lagunes. Une réunion-bilan entre Cistude Nature, le CBN Sud-Atlantique et le CEN Aquitaine tenue à l'automne 2017 a permis d'affiner la

sélection en écartant certains des sites non favorables pour des suivis de communautés végétales et/ou de populations d'odonates (§5.8).

- Description des sites choisis

En 2017, 2 lagunes ont fait l'objet d'une mise en place de dispositifs de suivi et d'une première lecture (Fig. 170). Ce faible nombre de suivis réalisés est lié à la nécessité de diagnostiquer les lagunes potentielles avant une possible mise en place, elle-même dépendante de l'animation foncière à opérer pour rendre le suivi pérenne. La période optimale relativement courte pour réaliser l'ensemble du processus a conduit à reporter la validation définitive des sites et la mise en place des dispositifs en 2018.



Site de suivi des communautés végétales amphibies de lagunes en 2017

Fig. 170. Situation géographique des lagunes suivies pour la flore et les communautés végétales en 2017.

Les caractéristiques de chaque site de lagune suivi (commune, superficie, statut, propriétaire, structures de suivi etc.) seront détaillées dans un futur rapport (2018).

- **Définition et positionnement des points d'échantillonnage**

La disposition des végétations de lagunes suivant un gradient hydrique d'exondation et les hypothèses en lien avec les évolutions climatiques étant d'observer des glissements d'espèces et de communautés végétales, un dispositif de suivi sécant aux différentes ceintures de végétations est privilégié. Les principes d'échantillonnage établis pour l'évaluation de l'état de conservation dans le cadre du suivi des HIC, à travers un système de transect orienté perpendiculairement aux ceintures de végétations et lu au moyen de quadrats de 1m de côté (LE FOULER & BLANCHARD, 2011a), sont conservés car compatibles quant aux paramètres mesurés.

Ce type de dispositif permet à la fois une étude diachronique de la lagune, pour suivre dans le temps et dans l'espace la dynamique évolutive de la végétation ; et une étude synchronique pour décrire l'organisation spatiale des groupements dans l'espace.

La répartition spatiale des communautés végétales étant surtout expliquée par les gradients topographique et hydrique, le transect est orienté du centre de la pièce d'eau (zone la plus profonde) vers la marge complètement exondée en répondant aux critères suivants :

- échantillonner la diversité phytocénotique : le transect doit prendre en compte les différentes situations écologiques majoritairement rencontrées sur la lagune ;
- choisir le transect le plus long possible (pente faible) pour apprécier la végétation dans son expression optimale ;
- éviter les situations atypiques : les zones suivies doivent être relativement indicatrices du fonctionnement écologique de la lagune.

Dans l'objectif d'un suivi à moyen/long terme (plusieurs décennies) et afin d'assurer la relocalisation précise et la pérennité du dispositif, le transect est délimité par 2 piquets fixes en bois imputrescible (ex : robinier) en évitant les zones soumis à contraintes (coupe, passage d'engins, niveau d'eau trop élevé). Le premier est placé dans la zone externe de la lagune et le second à la limite moyenne des eaux en période estivale, repérable à la zone amphibie de bas-niveau (Fig. 171). Pour ne pas attirer l'attention et éviter toute dégradation du dispositif, les piquets doivent être enterrés profondément et ne dépasser que de quelques dizaines de centimètre de la surface du sol. Le géoréférencement du transect est déterminé sur le terrain par les coordonnées GPS de ses repères fixes. Dans le cas où le transect s'avère plus long que la distance entre les repères fixes, celui-ci est prolongé au moyen de repères temporaires (piquets en bois), positionnés exactement dans le prolongement des repères fixes à l'aide d'un appareil de visée. Le temps de la lecture, le transect est matérialisé par un décamètre tendu entre les deux piquets temporaires, au ras du sol.

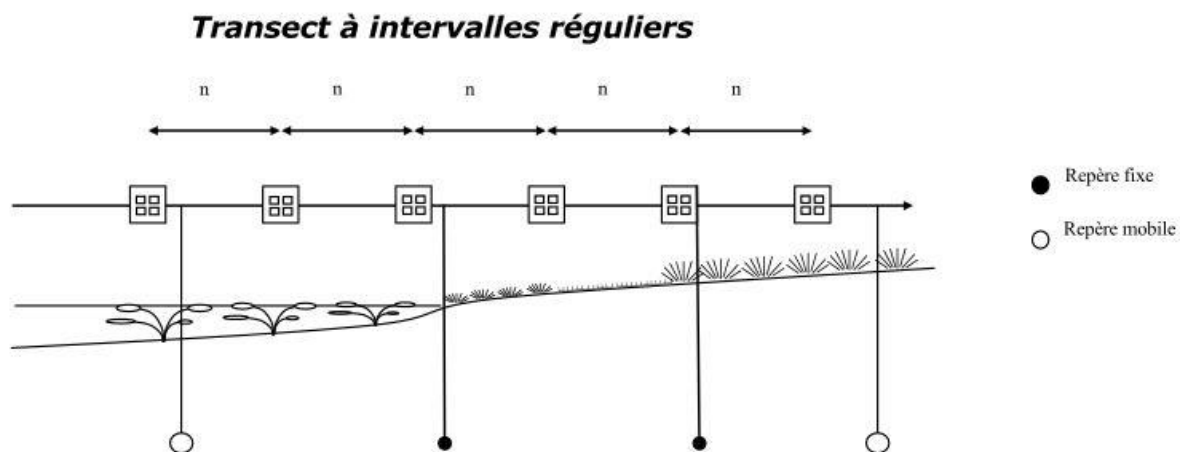


Fig. 171. Schéma de positionnement du transect et des quadrats sur la lagune.

La durée de mise en place et de relocalisation du transect sur une lagune est estimée autour de 15 à 30 minutes. La durée de lecture des quadrats le long du transect dépend de la longueur du transect et du nombre de quadrats de fréquence, elle n'est pas limitée et peut être estimée entre 10 à 20 minutes par quadrats.

Les caractéristiques de chaque transect de lagune mis en place sont présentées dans le tableau ci-dessous (Tab. LXXXII). Ce tableau synthétise, par site, le code du suivi utilisé, le type de dispositifs, leur longueur respective avec le nombre de quadrats de fréquence utilisés et leurs coordonnées GPS au format WGS 84. Pour les transects, les coordonnées présentées correspondent aux repères fixes mis en place, la longueur du transect relu peut donc être plus grande ou plus petite que la distance entre les repères fixes. Les cartes de localisation se trouvent en Annexe 33.

Tab. LXXXII. Caractéristiques des dispositifs de suivi de lagunes par site.

Dép.	Dénomination sites	Code suivi flore	Type dispositif	Nombre de quadrats	Longueur (en m)	Longitude	Latitude
40	Lagune de Cagaouille	20170926-KR01T	Transect (départ)	26	49	██████	██████
40	Lagune de Cagaouille	20170926-KR01T	Transect (inter)			██████	██████
40	Lagune de Cagaouille	20170926-KR01T	Transect (arrivée)			██████	██████
33	Lagune de Troupins	20170928-KR01T	Transect (départ)	12	12	██████	██████
33	Lagune de Troupins	20170928-KR01T	Transect (arrivée)			██████	██████

• **Méthodes de relevés et détermination des espèces et des communautés végétales**

Deux méthodes complémentaires de suivi des lagunes, développées pour l'évaluation de l'état de conservation, sont retenues. Cela permettant d'avoir une vision globale du site et de détecter de façon fine les variations floristiques :

- méthode descriptive sans matérialisation de la lagune : inventaire floristique exhaustif, liste des végétations avec forme et recouvrement respectifs et diagnostic des perturbations ;
- méthode par transect avec matérialisation de la lagune : suivi fin de l'évolution des communautés végétales (composition, hauteur, recouvrement) et du complexe lagunaire.

Le protocole descriptif consiste en la réalisation d'un inventaire floristique exhaustif sur l'emprise de la lagune couplé à un inventaire des végétations présentes permettant de proportionner les différentes communautés sur la lagune. En plus, un diagnostic des perturbations (hydrauliques, trophiques, physiques, envahissement par héliophytes compétitives) sur le site est opéré.

Le suivi des lagunes par transect s'effectue au moyen de quadrats de 1m de côté subdivisés en 4 quadrats élémentaires de 25cm de côté (Fig. 172).

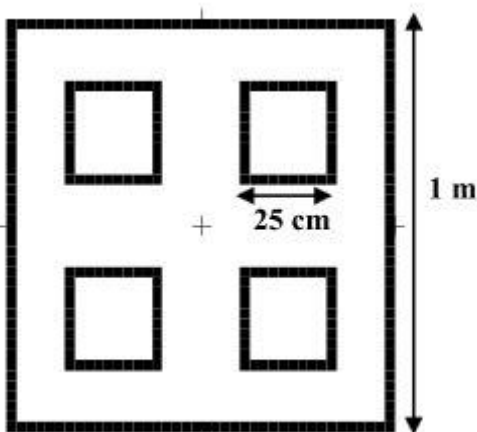


Fig. 172. Schéma de l'organisation des quadrats élémentaires au sein d'un quadrat de fréquence pour les lagunes.

Le nombre de quadrats est adapté aux caractéristiques de la lagune (diversité de communautés végétales, taille de la lagune). Ils sont répartis le long du transect en continus ou à intervalles réguliers. Cet intervalle (n), mesuré à partir du centre du quadrat, est variable en fonction de la longueur du transect et du nombre de quadrats choisis. En moyenne, un intervalle d'un mètre entre 2 quadrats est préconisé. Une fois défini, cet intervalle ne doit en aucun cas varier entre les différentes lectures. Le premier quadrat est disposé au pied du repère fixe le plus élevé (marge de la lagune). La position des autres quadrats sera déduite par celle du premier à l'aide du décimètre.

Pour chacun des quadrats, le recouvrement des strates (précision 5%), la hauteur de biomasse (précision 5 cm) et les caractéristiques abiotiques (niveau d'eau, surface de sol nu) sont notés et un relevé exhaustif de la flore avec estimation du recouvrement des espèces (précision 5%) est réalisé au sein de 4 quadrats élémentaires de 25 cm. En plus, un relevé complémentaire est réalisé, en présence/absence, à l'échelle du quadrat pour noter les espèces non contactées dans les quadrats élémentaires.

Pour conserver une vision physionomique du site, et aider dans l'interprétation des données et dans la relocalisation des dispositifs, des photos avec prises de vue du départ, de l'arrivée et si possible de l'ensemble du transect sont réalisées, ainsi que pour chaque communauté observée. En plus, des photos de chaque quadrat, dans l'ordre de lecture, doivent être prises.

La détermination des espèces végétales non-identifiées peut s'effectuer directement sur le terrain à l'aide d'une flore et d'une loupe (x10 minimum). Dans le cas de critères délicats à appréhender *in situ*, l'identification se fera ultérieurement en laboratoire, avec un matériel adéquat (loupe binoculaire, microscope, etc.), sur des échantillons prélevés sur le site mais hors de l'emprise du transect. Concernant les espèces rares ou protégées, la détermination devra se faire autant que possible sur photos ou *in situ* sans prélèvement.

Pour l'étude des lagunes du plateau landais, le champ d'investigation taxonomique concerne uniquement les spermatophytes et ptéridophytes, excluant donc les bryophytes et lichens trop complexes à appréhender. Le référentiel taxonomique suivi est la version la plus récente de TaxRef (actuellement version 9, (GARGOMINY *et al.*, 2015). Les flores utilisées sont diverses : Flora Gallica (TISON *et al.*, 2014a), Flore du Pays Basque et des régions limitrophes (AIZPURU *et al.*, 1999), Flore de France méditerranéenne continentale (TISON *et al.*, 2014b), Flore descriptive et illustrée de la France, de la Corse et des contrées limitrophes (Tomes 1 à 3) (COSTE, 1901 ; COSTE & FLAHAULT, 1903 ; COSTE & FLAHAULT, 1906) et Les fougères et plantes alliées de France et d'Europe occidentale (PRELLI & BOUDRIE, 2001).

Le référentiel syntaxonomique des végétations utilisé est celui du CBNSA, version du 19/09/2017 (LAFON *et al.*, 2017).

Pour la mise en place et la lecture des transects de lagunes, le matériel requis est le suivant :

- 2 Piquets en bois fendu imputrescible (ex : robinier) ;
- appareil GPS (GPS submétrique si possible) ;
- piquets fins en bois (2 minimum) ;
- corde tressée ou rubalise (120m minimum) ;
- marteau et masse ;
- quadrats en plastique ou PVC (1m de côté) ;
- décimètre (50cm) ;
- conductimètre ;
- appareil de visée ;
- appareil photo ;
- scie égoïne.

• Période optimale de suivi

Les végétations des lagunes connaissent leur optimum phénologique assez tardivement entre début août et fin septembre ; c'est-à-dire la période durant laquelle la majorité du cortège floristique est au stade de floraison. Afin de noter et pouvoir identifier le maximum d'espèces, les inventaires et suivis doivent s'effectuer durant cette période (LE FOULER & BLANCHARD, 2011a). En cas d'année particulièrement sèche avec des précipitations faibles en hiver et au printemps, une lecture dès le mois de juillet est envisageable. En 2017, les dates de diagnostics et de lecture des dispositifs étaient du 9 au 28 septembre.

• Nombre de campagne de relevés

Une seule campagne de relevés est réalisée pour chaque année de suivi. En effet, la quasi-totalité du cortège floristique étant observable dans le cas d'une lecture pendant la période phénologique optimale, la réalisation de plusieurs campagnes n'offre qu'un intérêt marginal pour le contact d'espèces décalées phénologiquement (ex : *Ranunculus gr. batrachium*) mais souvent toujours visibles à l'optimum du cortège.

Les végétations des lagunes et leur agencement résultent d'un blocage dynamique dû à la période d'immersion prolongée ; par définition, elles sont donc très peu dynamiques en absence de perturbations d'origine anthropiques directes (surcreusement, assèchement, eutrophisation). Néanmoins, elles peuvent être impactées en cas d'aléas climatiques extrêmes (forte sécheresse, canicule etc.) répétés plusieurs années de suite. Pour ces raisons, le délai entre chaque campagne de suivis est fixé à 3 ans, soit 2017-2018 et 2020. En fonction des premières analyses et retours

d'expérience, ce délai pourra être rehaussé. En effet, les impacts du changement climatique sur ces milieux intervenant à une échelle de temps plus large, des suivis trop rapprochés ont peu d'intérêt.

- **Fiche de relevés**

Pour le suivi des lagunes, une fiche de renseignement par transect est conçue (Annexe 34). Elle reprend les différentes informations à renseigner :

- localisation et caractéristiques du transect ;
- proportion des différentes communautés végétales (largeur) ;
- relevés floristiques et informations physiologiques par quadrat.

En plus, une fiche descriptive par lagune (Annexe 35) renseigne les informations suivantes :

- caractéristiques générales de la lagune ;
- perturbations éventuelles ;
- relevés phytosociologiques complémentaires ;
- relevé floristique exhaustif ;
- relevé symphytosociologique.

5.7.2 Résultats et états de référence

En ce qui concerne le volet flore et végétations des suivis de lagunes, le premier objectif était de faire un diagnostic des sites potentiels définis (§ 5.7.1) avant une possible validation et mise en place des dispositifs de suivi. Les résultats synthétiques de cette campagne d'évaluation sont présentés ci-dessous par lagune.

• Lagune de Coucut (Sanguinet)

Végétations d'intérêt observées sur le site :

- Gazons amphibies relevant de l'*Elodo – Sparganion erecti* assez bien exprimés avec une communauté de bas niveau nettement engorgé et une communauté de niveau moyen plus ou moins exondée ;
- Gazon paratourbeux à *Agrostis canina* relevant du *Juncion acutiflori* mais plutôt mal exprimé ici ;
- Herbier aquatique oligotrophile à *Potamogeton polygonifolius* pouvant relever du *Potamion polygonifoli* plus ou moins bien exprimé.

Flore d'intérêt observée sur le site :

- *Caropsis verticillato-inundata* ;
- *Baldellia repens*.

Bilan : Lagune favorable à un suivi des communautés végétales.

• Lagune de Bêtrède (Sabres)

Végétations d'intérêt observées sur le site :

- Gazon amphibie relevant de l'*Elodo – Sparganion erecti* relictuel occupant moins de 5% de la surface de la lagune.
- Gazon paratourbeux à *Agrostis canina* relevant du *Juncion acutiflori* occupant une surface assez importante mais plutôt mal exprimé et très eutrophisé ;
- Herbier aquatique oligotrophile pouvant relever du *Potamion polygonifoli* relictuel et mal exprimé.

Flore d'intérêt observée sur le site :

- *Luronium natans*.

Bilan : Lagune défavorable à un suivi des communautés végétales.

- Lagune de la Yaougue (Trensacq)

Végétations d'intérêt observées sur le site :

- Gazons amphibies relevant de l'*Elodo – Sparganion erecti* assez fragmentés avec une communauté de bas niveau nettement engorgé relictuelle et une communauté de niveau moyen plus ou moins exondée mieux exprimée ;
- Gazon paratourbeux à *Agrostis canina* relevant du *Juncion acutiflori* plus ou moins bien exprimé ici ;

Flore d'intérêt observée sur le site :

- *Caropsis verticillato-inundata* ;
- *Baldellia repens*.

Bilan : Lagune plutôt défavorable à un suivi des communautés végétales.

- Lagune de la Tapy (Vert)

Végétations d'intérêt observées sur le site :

- Gazon amphibie relevant de l'*Elodo – Sparganion erecti* avec une communauté de niveau moyen exondée bien exprimée sur une surface importante ;
- Gazon amphibie annuel plutôt mésotrophile pouvant être rattaché aux *Juncetea bufonii* B. Foucault 1988, occupant une grande surface ;
- Gazon paratourbeux à *Agrostis canina* relevant du *Juncion acutiflori* plutôt bien exprimé ici.

Flore d'intérêt observée sur le site :

- *Ludwigia palustris* ;
- *Eleocharis acicularis*.

Bilan : Lagune favorable à un suivi des communautés végétales.

- Lagune de Cardin (Brach)

Végétations d'intérêt observées sur le site :

- Gazons amphibies relevant de l'*Elodo – Sparganion erecti* avec une communauté de niveau moyen relictuelle ;
- Gazon paratourbeux à *Agrostis canina* relevant du *Juncion acutiflori* occupant une surface assez importante mais paucispécifique ;

Aucune espèce d'intérêt observée sur ce site.

Bilan : Lagune défavorable à un suivi des communautés végétales.

- Lagune de Iompre (Losse)

Végétations d'intérêt observées sur le site :

- Gazons amphibies relevant de l'*Elodo – Sparganion erecti* assez fragmentés et exprimés sur une faible surface ;
- Gazon paratourbeux à *Agrostis canina* relevant du *Juncion acutiflori* plus ou moins bien exprimé ici ;
- Herbier aquatique oligotrophile pouvant relever du *Potamion polygonifoli* et herbier flottant relevant de l'Hydrocharition *morsus-ranae* bien exprimée dans zone surcreusée à proximité.

Flore d'intérêt observée sur le site :

- *Utricularia australis* ;
- *Baldellia repens*.

Bilan : Lagune plutôt défavorable à un suivi des communautés végétales.

- Landes de Mouchon (Lanton)

Végétations d'intérêt observées sur le site :

- Gazons amphibies relevant de l'*Elodo – Sparganion erecti* avec une communauté de bas niveau nettement engorgé exprimée sur une surface réduite et une communauté de niveau moyen plus ou moins exondée mieux exprimée ;
- Gazon paratourbeux à *Agrostis canina* relevant du *Juncion acutiflori* occupant une surface assez importante mais quelque peu eutrophisé ;
- Herbier aquatique oligotrophile pouvant relever du *Potamion polygonifoli* bien exprimé sur la majeure partie de la surface en eau ;
- Herbier aquatique à *Nymphaea alba* bien exprimé sur une zone restreinte du plan d'eau.

Flore d'intérêt observée sur le site :

- *Myriophyllum alternifolium*.

Bilan : Lagune favorable à un suivi des communautés végétales.

- Lagune de Mareuilh (Saucats)

Lagune fortement atterrie ne présentant aucune végétations d'intérêt.

De même, aucune espèce d'intérêt n'a été observée sur ce site.

Bilan : Lagune défavorable à un suivi des communautés végétales.

- Lagune du Sorbier (Saint-Médard-en-Jalles)

Végétations d'intérêt observées sur le site :

- Gazons amphibies relevant de l'*Elodo – Sparganion erecti* avec une communauté de niveau moyen mal exprimée ;
- Gazon paratourbeux à *Agrostis canina* relevant du *Juncion acutiflori* mais paucispécifique et fragmenté ;
- Herbier aquatique à *Nymphaea alba*.

Aucune espèce d'intérêt observée sur ce site.

Bilan : Lagune plutôt défavorable à un suivi des communautés végétales.

- Lagunasse (Saint-Médard-en-Jalles)

Végétations d'intérêt observées sur le site :

- Gazons amphibies relevant de l'*Elodo – Sparganion erecti* avec une communauté de niveau moyen plus ou moins exondée bien exprimée ;
- Gazon paratourbeux à *Agrostis canina* relevant du *Juncion acutiflori* bien exprimé et occupant une surface assez importante ;

Flore d'intérêt observée sur le site :

- *Caropsis verticillato-inundata* ;
- *Drosera intermedia*.

Bilan : Lagune favorable à un suivi des communautés végétales.

- Lagune des Layats (Louchats)

Végétations d'intérêt observées sur le site :

- Gazons amphibies relevant de l'*Elodo – Sparganion erecti* avec une communauté de bas niveau relictuelle et une communauté de niveau moyen mal exprimée et occupant une surface réduite ;
- Gazon paratourbeux à *Agrostis canina* relevant du *Juncion acutiflori* occupant une grande surface mais paucispécifique ;

Aucune espèce d'intérêt observée sur ce site.

Bilan : Lagune défavorable à un suivi des communautés végétales.

- Lagune de Gaudole (Bourriot-Bergonce)

Végétations d'intérêt observées sur le site :

- Gazons amphibies relevant de l'*Elodo – Sparganion erecti* avec une communauté de niveau moyen mal exprimée et occupant une surface très réduite ;
- Gazon paratourbeux à *Agrostis canina* relevant du *Juncion acutiflori* occupant une grande surface mais paucispécifique et eutrophisée ;

Aucune espèce d'intérêt observée sur ce site.

Bilan : Lagune plutôt défavorable à un suivi des communautés végétales.

- Lagune de Troupins (Cabanac-et-Villagrains)

Végétations d'intérêt observées sur le site :

- Gazon amphibie relevant de l'*Elodo – Sparganion erecti* avec une communauté de niveau moyen exondée assez mal exprimée ;
- Gazon amphibie annuel plutôt mésotrophile pouvant être rattaché aux *Juncetea bufonii*, occupant une surface assez importante ;
- Gazon paratourbeux à *Agrostis canina* relevant du *Juncion acutiflori* plutôt mal exprimé ici et paucispécifique.
- Herbier flottant relevant de l'*Hydrocharition morsus-ranae* assez bien exprimé.

Flore d'intérêt observée sur le site :

- *Utricularia australis* ;
- *Baldellia repens* ;
- *Cyperus fuscus*.

Bilan : Lagune favorable à un suivi des communautés végétales.

- Lagune de Cagaouille (Losse)

Végétations d'intérêt observées sur le site :

- Gazon amphibie relevant de l'*Elodo – Sparganion erecti* avec une communauté de niveau moyen exondée plus ou moins bien exprimée ;
- Gazon paratourbeux à *Agrostis canina* relevant du *Juncion acutiflori* plutôt bien exprimé ici et occupant une surface assez importante.
- Communauté de bas-marais tourbeux à *Carex lasiocarpa* bien exprimée et occupant une surface importante.

Flore d'intérêt observée sur le site :

- *Caropsis verticillato-inundata* ;
- *Baldellia repens* ;
- *Pilularia globulifera* ;
- *Luronium natans* ;
- *Carex lasiocarpa*.

Bilan : Lagune favorable à un suivi des communautés végétales.

Suite à la réalisation de ces diagnostics de sélection, les deux dernières lagunes présentées (Lagune de Troupins et de la Cagaouille) ont pu être validées et faire l'objet d'un suivi selon les principes exposés plus haut.

L'objectif dans ce cadre était d'avoir un état de référence sur la structure, la composition floristique et la dynamique des communautés végétales pour chaque site. Les travaux sur ces lagunes en 2017 étaient donc consacrés :

- à la mise en place et au géoréférencement des dispositifs de suivi ;
- au test des protocoles sur le terrain ;
- à une première lecture standardisée ;
- à l'inventaire floristique des sites ;
- à l'inventaire des végétations des sites.

Faute de temps, les données récoltées n'ont pas pu être mises en forme et exposées ici. Les résultats de la lecture 2017 et de l'inventaire des végétations pour les 2 lagunes suivies seront présentés dans le rapport 2018 qui compilera les résultats et états de référence pour un plus grand nombre de sites.

Les cartes de localisation des dispositifs de suivi sur les sites, ainsi que la liste des taxons observés, sont présentées en Annexe 33 et Annexe 36.

5.7.3 Discussion

La campagne de visites des lagunes potentiellement intéressantes pour suivre les effets du changement climatique sur les communautés végétales amphibies a montré la difficulté à trouver des systèmes en bon état de conservation. En effet, de nombreuses lagunes témoignent d'une anthropisation importante (surcreusement, eutrophisation, assèchement) qui a fortement contribué à réduire l'expression optimale de ces communautés en termes de cortège et de surface.

Toutefois, plusieurs lagunes s'avèrent favorables pour la mise en place de suivis à long terme et la sélection sera affinée en 2018.

Les protocoles énoncés semblent assez précis et adaptés pour répondre à la problématique de l'évolution des communautés par rapport au changement climatique car ils intègrent plusieurs échelles spatiales (quadrats de fréquence et transect) permettant la détection de variations floristiques et structurales au sein de ces communautés liées à la modification du gradient hydrique et de l'engorgement. Toutefois, des réflexions sont en cours pour éviter la notation systématique des recouvrements d'espèces au sein des quadrats élémentaires, variables subjectives et peu informatives statistiquement, mais doubler le nombre de ces quadrats (8 au lieu de 4) et noter seulement la présence/absence des espèces pour obtenir une meilleure estimation de leurs fréquences (BESNARD & SALLES, 2010), par ailleurs corrélées en grande partie à leur recouvrement au sein du quadrat de fréquence.

Une bonne estimation du niveau d'exondation des lagunes apporterait une information substantielle aux suivis des communautés végétales et du cortège d'odonates. Le développement de méthodes de mesures fiables est actuellement à l'étude (photogrammétrie par drone avec plusieurs passages, hauteur d'eau par piquets fixes, etc.) pour relever au mieux ce paramètre structurant.

Dans le cas des communautés végétales de lagunes, les analyses statistiques et la modélisation des effets du changement climatique porteront sur plusieurs aspects.

- Tout d'abord, le glissement des communautés végétales des ceintures externes vers le centre de la lagune, revenant à évaluer les différences de largeur de ceinture de chaque communauté.
- Ensuite, la régression et/ou disparition des espèces strictement aquatiques et amphibies ou d'affinités boréales.
- Enfin, la fréquence relative d'espèces plus mésotrophiles, traduisant un enrichissement trophique des systèmes.

Une analyse des traits de vie des espèces et de leur spectre chorologique pour chaque site permettra, en lien avec les scénarios climatiques du GIECC (NAKICENOVIC *et al.*, 2000), de préciser la résilience des espèces présentant une sensibilité négative (diminution de la fréquence, extinction locale) et des systèmes lagunaires dans la région.

L'existence d'un réseau de suivi des lagunes du plateau landais, développé dans le cadre d'autres programmes et par d'autres structures (Natura 2000, PNR Landes de Gascogne, Conseil Départemental des Landes, ONF), forme un appui intéressant en termes historique avec des données floristiques depuis 2003 sur certaines lagunes (BLANCHARD & LAMOTHE, 2003). En effet, l'intégration des données acquises à travers ce réseau pour des analyses et modélisation apporterait une robustesse plus importante. Cette démarche devra toutefois être approfondie par rapport à la compatibilité des protocoles, et discutée avec les gestionnaires des suivis.



En 2018, le travail sur les communautés végétales de lagunes se concentrera sur la mise en place de dispositifs de suivi sur de nouveaux sites, l'objectif étant d'avoir une quinzaine de lagunes réparties sur l'ensemble du plateau landais. Des réflexions sur la pertinence et la possibilité d'un suivi de systèmes affines aux lagunes, comportant des espèces et communautés amphibies oligotrophes d'intérêt, seront lancées dans les ex-régions Limousin et Poitou-Charentes.

Par ailleurs, des réflexions sont en cours sur la possibilité de suivre un plus grand nombre de lagunes, à travers des paramètres simples à relever et sans matérialisation (présence ou absence d'espèces ou végétations cibles), selon un échantillonnage aléatoire spatialement équilibré de type GRTS (Generalized Random Tesselation Stratified) (STEVENS & OLSEN, 2003 ; KERMORVANT *et al.*, 2017). Ces suivis complémentaires aux suivis par transect permettraient d'obtenir des réponses représentatives des communautés végétales de lagunes à l'échelle du plateau landais en lien avec les conditions macroclimatiques.

5.8 Leucorrhines et cortège d'odonates associé

Auteurs : Gilles Bailleux, Pierre-Yves Gourvil, David Soulet

De par leur répartition limitée (Landes de Gascogne) et la présence d'espèces animales et végétales particulières et souvent patrimoniales, les lagunes constituent un habitat remarquable en Nouvelle-Aquitaine. Leur genèse fait encore aujourd'hui l'objet de recherches. Deux hypothèses principales ont été émises sur leur origine. Les lagunes ont longtemps été considérées comme le résultat de l'effondrement de buttes cryogènes de l'ère glaciaire. La fonte des lentilles de glace souterraines suite au réchauffement du climat aurait provoqué l'affaissement du terrain, formant ainsi une lagune. Toutefois, la datation de certains horizons pédologiques organiques sous une lagune étudiée dans les Landes indique une date de formation trop récente (2230 ± 30 ans avant notre ère) contredisant cette hypothèse, au moins pour la lagune étudiée. Une origine karstique des lagunes a alors été formulée, mettant en évidence une similarité morphologique entre les dolines et les lagunes (dépressions circulaires). Les lagunes seraient alors le résultat de la dissolution des calcaires superficiels, provoquant un affaissement circulaire du sol (TEXIER, 2011). Elles abritent un cortège odonatologique particulier car lié à ce type d'habitat et incluant des espèces rares et patrimoniales, dont trois espèces de leucorrhines : *Leucorrhinia albifrons* (BURMEISTER, 1839), *Leucorrhinia caudalis* (CHARPENTIER, 1840) et *Leucorrhinia pectoralis* (CHARPENTIER, 1825). Ces espèces aux affinités boréo-montagnardes sont en limite sud-ouest de leurs aires de répartition (Fig. 173, Fig. 174 et Fig. 175) dans les Landes de Gascogne. D'après la Liste rouge des odonates d'Aquitaine (BARNEIX *et al.*, 2016), elles sont considérées régionalement :

- en danger critique d'extinction pour *L. caudalis* ;
- vulnérable pour *L. pectoralis* ;
- quasi-menacée d'extinction pour *L. albifrons*.

Ces espèces, en particulier *L. albifrons* et *L. caudalis*, et leur cortège associé aux habitats des lagunes sont pressentis comme pouvant être impactés par le changement climatique. En effet, la plupart des odonates dépendent étroitement de certaines conditions abiotiques de leurs habitats (température de l'eau, teneur en oxygène, et disponibilité en eau douce (JAESCHKE *et al.*, 2013) et ces paramètres sont pressentis comme pouvant être modifiés par le changement climatique. Les odonates, de par leur cycle de vie court, comme la plupart des insectes, et la relation étroite qu'ils ont avec les habitats naturels, montrent donc des réponses fortes aux changements climatiques sur un laps de temps réduit (FLENNER & SAHLEN, 2008 ; HASSALL & THOMPSON, 2008 ; HILL *et al.*, 2011). Plusieurs espèces d'odonates peuvent être citées, dont la progression de leur aire de répartition vers le nord est potentiellement liée à des changements climatiques. Ainsi, depuis 1950, plusieurs espèces d'origine afrotropicales sont notées dans le sud de l'Espagne. Les inventaires et suivis menés dans ce pays ont permis de mettre en évidence une remontée progressive de la répartition de certaines d'entre elles vers le nord du pays (GRAND, 2009). Le Trithémis annelé (*Trithemis annulata*) fait partie de ces espèces. Connu dans le sud de l'Italie et découvert en 1978 dans le sud de l'Espagne, son aire de répartition ne cesse de progresser vers le nord en longeant les côtes atlantiques et méditerranéennes (GRAND & BOUDOT, 2006). En Aquitaine, l'espèce est maintenant bien répartie sur la plupart des départements (BAILLEUX *et al.*, 2017).

Par ailleurs, les insectes – les odonates ne font pas exception – sont considérés comme de bons marqueurs des modifications environnementales et sont donc des modèles pertinents pour ce programme :

- des cycles de vie généralement brefs entraînant une visibilité accrue de tout changement populationnel,
- une mobilité réduite et donc une vulnérabilité importante des larves pouvant entraîner localement des changements rapides et sensibles des cortèges,
- des capacités de déplacements importantes des adultes leur permettant une réactivité élevée pour des changements d'aires de répartition (progressions ou régressions),
- une relation étroite avec les habitats naturels et une réactivité aux évolutions climatiques documentée (HICKLING *et al.*, 2005 ; HASSALL *et al.*, 2007)

L'objectif de l'étude est d'évaluer la réponse du cortège odonatologique des Landes de Gascogne face au changement climatique. Comme indiqué précédemment, une modification spatio-temporelle du cortège odonatologique des lagunes est pressentie. Le programme a pour objectifs de déterminer les impacts potentiels du changement climatique sur ce dernier mais aussi d'identifier différents scénarios de répartition des espèces et de structure des assemblages.

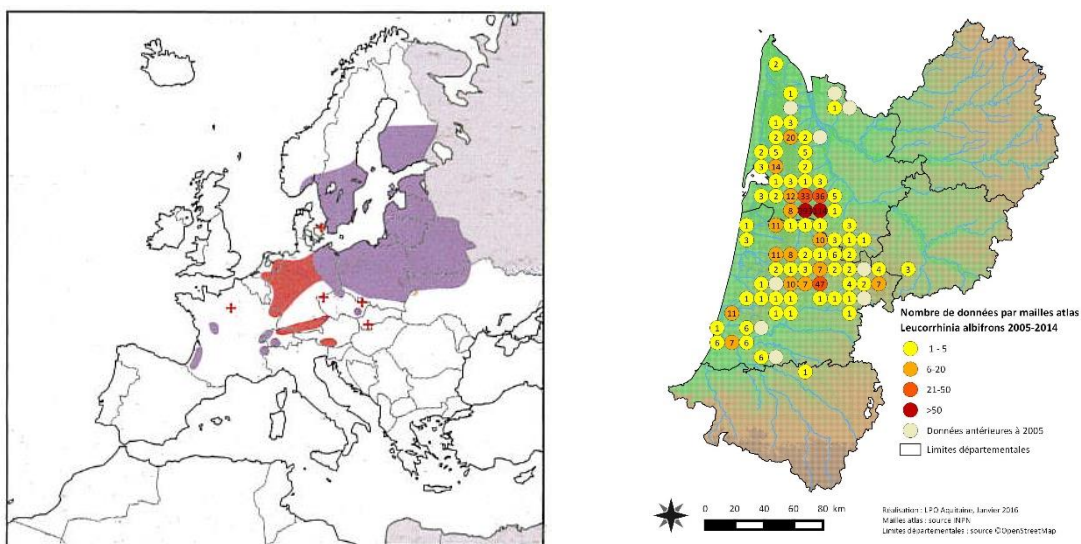


Fig. 173. Répartition européenne (DIJKSTRA, 2007) et en Aquitaine de *Leucorrhinia albifrons*.

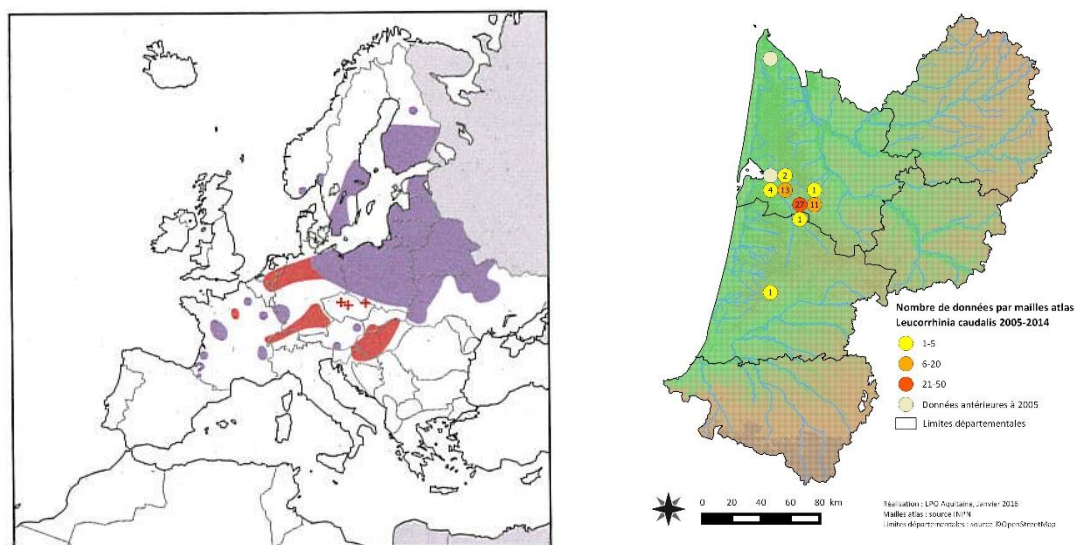


Fig. 174. Répartition européenne (DIJKSTRA, 2007) et en Aquitaine de *Leucorrhinia caudalis*.

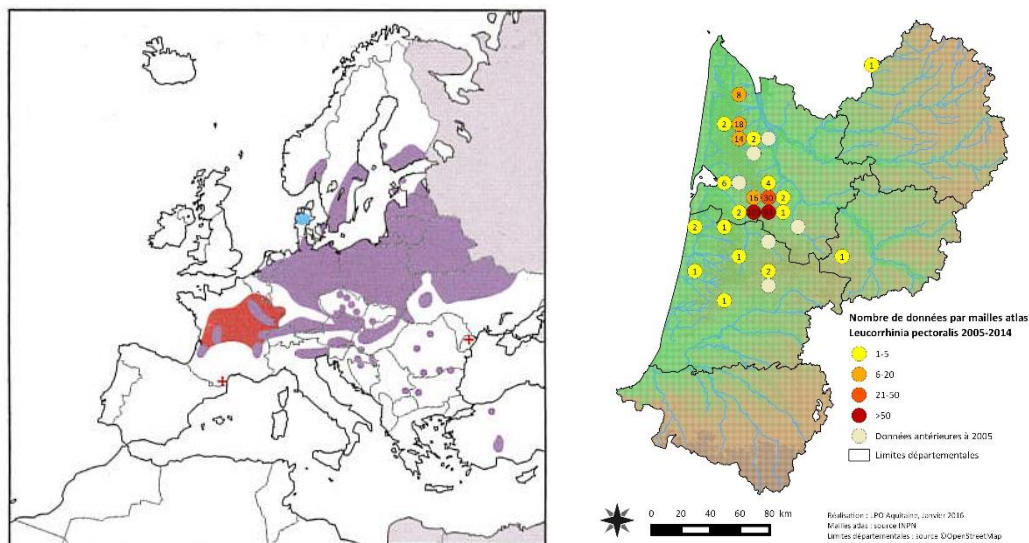


Fig. 175. Répartition européenne (DIJKSTRA, 2007) et en Aquitaine de *Leucorrhinia pectoralis*.

5.8.1 Matériel et méthodes

• Sélection des sites

En 2016, 25 sites avaient été présélectionnés en concertation avec les principaux acteurs présents sur le territoire aquitain : Conseil départemental des Landes et de Gironde, Parc Naturel Régional des Landes de Gascogne. Les critères de présélection des sites étaient les suivants (non cumulatifs) :

- Qualité de l'habitat : berges en pentes douces, présence d'herbiers aquatiques (scirpes et potamots), eaux stagnantes oligotrophes acides et absence de perturbations majeures (assèchement, cultures, pollutions, piétinement par le gibier, présence d'espèces exogènes, etc.). Ces critères caractérisent les habitats favorables pour les leucorrhines ;
- Gestion écologique constante ;
- Stations connues à leucorrhines. Les données de leucorrhines utilisées sont issues de la synthèse réalisée pour le Plan Régional d'Actions en faveur des Odonates d'Aquitaine (BAILLEUX & SOULET, 2013) et du pré-atlas des odonates d'Aquitaine (BAILLEUX *et al.*, 2017) ;
- Répartition spatiale homogène sur le territoire des Landes de Gascogne (notamment afin d'obtenir un gradient sud – nord) ;
- Accessibilité du site ;
- Maitrise foncière publique ou privée avec convention.

Les critères concernant la qualité de l'habitat et celui de la présence de populations de leucorrhines sont fondamentaux. Le nombre de sites n'intégrant pas ces 2 critères est important (10 / 25). Le critère floristique (nécessaire pour l'intégration au suivi de la végétation des lagunes mis en place par le CBNSA) n'est pas déterminant pour la présence du cortège des odonates et notamment des leucorrhines, puisque des lagunes non favorables pour la flore peuvent abriter des populations importantes.



Le refus de certains propriétaires ou de gestionnaires réalisant déjà des suivis odonates semi-protocoles sur les sites (et ne souhaitant pas participer au programme) a limité encore d'avantage cette liste de sites potentiels. Il a donc été nécessaire de réaliser une révision des critères de sélection.

Afin de limiter les recherches et de s'appuyer sur le réseau d'acteurs locaux, une réunion d'échange organisé par le CBNSA et Cistude Nature regroupant de nombreux partenaires (le Conseil Départemental des Landes, le PNR des Landes de Gascogne, le CBNSA, la RNG Saucats-La Brède, le CPIE Seignanx-Adour, l'université de Bordeaux, la FDAAPPMA 33, le SIAEBVELG, le SMIDDEST et la DREAL Nouvelle-Aquitaine) a permis de mutualiser les connaissances sur les lagunes favorables au programme en Aquitaine. Combiné à une nouvelle analyse des données de leucorrhines (données acquises dans le cadre du Plan Régional d'Actions en faveur des odonates d'Aquitaine), une sélection de 31 sites a été proposée pour 2017.

Les 31 sites ont fait l'objet d'une visite de terrain par un expert odonatologue (CEN Aquitaine) pour évaluer l'intérêt pour le cortège des odonates de lagunes, et par un expert botaniste (CBNSA) pour évaluer l'intérêt de l'intégration de ces sites dans le suivi floristique des lagunes.

Ces 2 visites de terrain ont montré la difficulté à faire coïncider l'intérêt botanique (notamment concernant les différents gazons amphibies) et l'intérêt odonatologique (effectifs importants, diversité en espèces et population de leucorrhines).

Après discussion entre le CBNSA, le CEN Aquitaine et Cistude Nature, il a été convenu que les sites favorables au suivi des odonates des lagunes ne devaient pas obligatoirement être combinés avec le suivi floristique des lagunes. Les sites de suivis des odonates présentant une flore typique de lagune en bon état de conversation feront l'objet du suivi « Végétation des lagunes » par le CBNSA. Dans le cas contraire, une simple visite du CBNSA sera effectuée tous les deux à trois ans pour évaluer l'évolution de l'habitat.

Sur les 31 sites présélectionnés en 2017, 20 sites sont validés et à valider (Fig. 176)



Sites de suivis des odonates :
Situation géographique des sites d'études en Nouvelle-Aquitaine

Fig. 176. Situation géographique des sites de suivis odonates.

• Description des sites choisis

Sur les 31 sites présélectionnés en 2017, 11 ne sont pas favorables pour la mise en place du suivi des odonates des lagunes (critère qualité de l'habitat non compatible avec le suivi ou refus des propriétaires). Les sites sont brièvement décrits ci-dessous.



Sites favorables



Suivi odonates : Oui

Suivi végétation lagunes : Oui

Foncier : Convention signée

La convention avec le propriétaire est signée.

Le site est favorable à la mise en place d'un suivi des odonates (données de *Leucorrhinia albifrons* à proximité) et de la flore des lagunes.



Suivi odonates : Oui

Suivi végétation lagunes : Non

Foncier : Convention signée

La lagune présente des populations de *Leucorrhinia albifrons* et de *L. pectoralis* (autochtone).

La station météorologique est en place. Deux passages ont été réalisés en 2017. L'intérêt botanique modéré de la lagune ne justifie pas la mise en place d'un suivi flore classique mais un relevé phytosociologique sera réalisé tous les 2-3 ans.



Suivi odonates : Oui

Suivi végétation lagunes : Oui

Foncier : Animation foncière à mettre en œuvre

Ce site est favorable pour la mise en place d'un suivi des odonates (observation régulière de *Leucorrhinia albifrons*) et d'un suivi de la flore dans le cadre du protocole « Végétation des lagunes ».



Suivi odonates : Oui

Suivi végétation lagunes : Oui

Foncier : Accord oral

Propriété de la commune de Hourtin, et identifiée dans le cadre du Plan Régional d'Actions en faveur des Odonates (PRAO), la lagune fait l'objet d'une convention avec le CEN. La commune a donné son accord pour que la lagune soit suivie dans le cadre du programme « les sentinelles du climat ».

Ce site est favorable pour la mise en place d'un suivi des odonates (*L. albifrons* autochtone) et d'un suivi de la flore.



Suivi odonates : Oui

Suivi végétation lagunes : Non

Foncier : Animation foncière à mettre en œuvre

Ce site a été identifié par le Conseil Départemental des Landes. Il présente une importante population de *L. albifrons* autochtone.

Ce site n'est toutefois pas favorable à la mise en place d'un suivi de la flore. Un relevé phytosociologique sera réalisé tous les 2-3 ans.



Suivi odonates : Oui

Suivi végétation lagunes : Oui

Foncier : Accord oral

Ce site fait partie du programme de sauvegarde des lagunes du Conseil Départemental des Landes.

Il est favorable à la mise en place d'un suivi des odonates (présence de *L. albifrons*) et d'un suivi de la végétation (présence de *Caropsis verticillatinundata* notamment).



Suivi odonates : Oui

Suivi végétation lagunes : Oui

Foncier : En cours

Ce site est géré par la Fédération des Chasseurs des Landes. Il est favorable à la mise en place d'un suivi des odonates (présence de *L. albifrons*) et d'un suivi de la flore. Il fait déjà l'objet d'un suivi odonates par le CPIE Seignanx-Adour. Ce site peut également convenir pour le suivi floristique des tourbières par le CBNSA.



Suivi odonates : Oui

Suivi végétation lagunes : Oui

Foncier : Accord oral

Le site est favorable à la mise en place d'un suivi des odonates (données anciennes (2005) de *L. albifrons* et *L. pectoralis*) et d'un suivi de la flore (gazons amphibies diversifiés). Il fait déjà l'objet d'inventaires des odonates par le CPIE Seignanx-Adour.



Suivi odonates : Oui

Suivi végétation lagunes : Non

Foncier : Accord oral

Il est favorable à la mise en place d'un suivi odonates (présence de *L. albifrons* et *L. pectoralis*). Il fait déjà l'objet d'un suivi odonates par le CPIE Seignanx-Adour.

La végétation n'est pas typique des lagunes, un relevé phytosociologique sera réalisé tous les 2-3 ans.



Suivi odonates : Oui

Suivi végétation lagunes : Non

Foncier : Accord oral

La lagune est favorable à la mise en place d'un suivi des odonates. Toutefois, la lagune recreusée ne permet pas l'expression du cortège de gazon (le gazon suivi préférentiellement n'est pas présent). Un relevé phytosociologique sera donc réalisé tous les 2-3 ans.



Suivi odonates : Oui

Suivi végétation lagunes : Non

Foncier : Animation foncière à mettre en œuvre

Identifiée par le CEN Aquitaine dans le cadre du PRAO, la lagune est favorable à la mise en place d'un suivi des odonates (population de *Leucorrhinia albifrons* autochtone).

La végétation n'est pas typique des lagunes, seul un relevé phytosociologique sera réalisé tous les 2-3 ans.



Suivi odonates : Oui

Suivi végétation lagunes : Non

Foncier : Accord de la réserve en cours

Restaurée récemment, ces lagunes sont déjà suivies à titre bénévole avec le protocole STELI par Stéphanie DARBLADE de la Réserve Naturelle Nationale de l'Étang Noir.

Le site est favorable à la mise en place du suivi des odonates (présence de *L. albifrons*). La végétation n'est pas typique des lagunes, seul un relevé phytosociologique sera réalisé tous les 2-3 ans.



Bailleux G., 2016

Suivi odonates : Oui

Suivi végétation lagunes : Oui ?

Foncier : Animation foncière à mettre en œuvre

Le site est favorable à la mise en place du suivi des odonates (population autochtone de *L. albifrons*).

La végétation n'est pas typique des lagunes, seul un relevé phytosociologique sera réalisé tous les 2-3 ans.



Suivi odonates : Oui

Suivi végétation lagunes : Non

Foncier : Animation foncière à mettre en œuvre

Le site est favorable à la mise en place du suivi des odonates (population autochtone de *L. albifrons*).

La végétation n'est pas typique des lagunes, seul un relevé phytosociologique sera réalisé tous les 2-3 ans.



Suivi odonates : A voir

Suivi végétation lagunes : A voir

Foncier : Animation foncière à mettre en œuvre

Cette lagune est à visiter en 2018 pour évaluer la pertinence de la mise en place de suivis des odonates et de la flore.

Des imagos de *Leucorrhinia albifrons* ont déjà été observés sur cette lagune (CEN Aquitaine, 2011), mais sa présence doit être vérifiée en 2018. Localisée à Saint-Paul-lès-Dax, sa sélection permettrait de disposer d'un site supplémentaire au sud de l'aire de répartition de l'espèce.



Suivi odonates : Oui

Suivi végétation lagunes : Oui

Foncier : Animation foncière à mettre en œuvre

Le site est favorable à la mise en place du suivi des odonates (population de *L. albifrons* et *L. pectoralis* observée sur la lagune) et de la végétation des lagunes.



Suivi odonates : A voir

Suivi végétation lagunes : Oui

Foncier : Animation foncière à mettre en œuvre

La lagune semble favorable à la présence de leucorrhines (elle était encore en eau en septembre 2017). La présence d'une des leucorrhines est à vérifier (données recueillies pour l'Atlas des odonates et visite sur le terrain au printemps 2018). Elle est favorable à la mise en place d'un suivi de la végétation des lagunes.



Suivi odonates : A voir

Suivi végétation lagunes : Oui

Foncier : Animation foncière à mettre en œuvre

La lagune semble favorable à la présence de leucorrhines (présence d'une zone d'eau libre en septembre 2017). La présence de leucorrhines est à vérifier (données recueillies pour l'Atlas des odonates et visite sur le terrain au printemps 2018). La lagune est favorable à la mise en place d'un suivi de la végétation. La lagune est gérée par l'ONF.



Bailleux G., 2017

Suivi odonates : A voir

Suivi végétation lagunes : Oui

Foncier : Animation foncière à mettre en œuvre

La lagune semble favorable, mais la présence de leucorrhines est à vérifier (données recueillies pour l'Atlas des odonates et visite sur le terrain au printemps 2018). Elle est favorable à la mise en place d'un suivi de la végétation des lagunes.

D'autres lagunes sont présentes à proximité de celle visitée en 2017 (notamment une lagune plus grande à 150 m à l'ouest, qui semble contenir plus d'eau à la période sèche). Elles devront être visitées afin de déterminer si l'une d'elles est davantage favorable à la mise en place des suivis.



Léssieur D., 2016

Suivi odonates : Oui

Suivi végétation lagunes : Oui

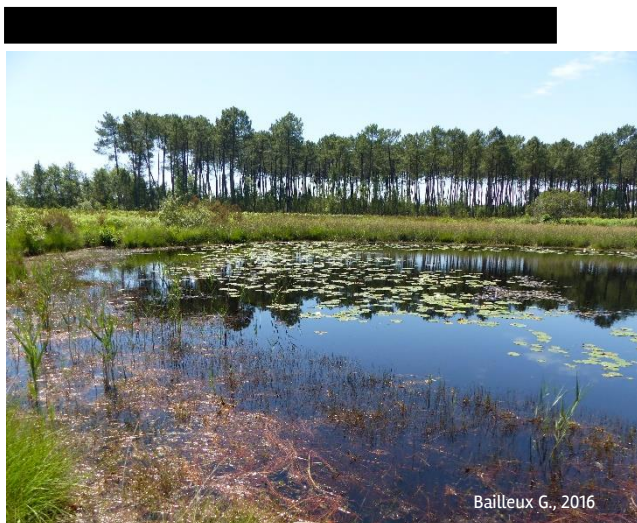
Foncier : Propriétaire injoignable

Après une visite sur le terrain en 2017, le site s'est révélé favorable au suivi des odonates et de la flore. Toutefois, le propriétaire est injoignable (pas de téléphone, courrier envoyé), ce qui n'a pas permis la mise en place du suivi.

En raison des difficultés à obtenir l'accord du propriétaire, ce site est retiré de la liste des lagunes suivies dans le cadre du programme « les sentinelles du climat ». Il n'est pas à exclure qu'en cas de contact avec le propriétaire, ce site soit réintégré au programme.



Sites défavorables



Suivi odonates : Oui

Suivi végétation lagunes : Oui

Foncier : Refus propriétaire

Le site est favorable à la mise en place de suivis des odonates et de la végétation des lagunes.

Toutefois, compte-tenu de la fragilité des berges et de la fréquentation du site, le Conseil Départemental de Gironde n'a pas souhaité intégrer ce site au programme « les sentinelles du climat ». En contrepartie, la lagune de Layats, située à proximité, a été sélectionnée.



Suivi odonates : Non

Suivi végétation lagunes : Non

Foncier : –

En eau en septembre 2017, la lagune ne présente aucune végétation aquatique et une végétation rivulaire très peu développée.

Elle n'est pas favorable pour la mise en place des suivis des odonates et de la flore dans le cadre du programme les sentinelles du climat.



Suivi odonates : Non

Suivi végétation lagunes : Non

Foncier : -

Lors de la visite de terrain effectuée en 2017, la lagune semble avoir disparu suite à la construction d'une clôture.

Elle n'est pas favorable pour la mise en place des suivis des odonates et de la flore dans le cadre du programme les sentinelles du climat.



Suivi odonates : Non

Suivi végétation lagunes : Non

Foncier : -

En septembre 2017, la lagune est quasiment à sec, et très dégradée par l'activité du gibier (sangliers).

Elle n'est pas favorable pour la mise en place des suivis des odonates et de la flore dans le cadre du programme les sentinelles du climat.



Suivi odonates : Non

Suivi végétation lagunes : Non

Foncier : -

Lors de la visite de terrain en septembre 2017, la lagune était à sec.

Elle n'est pas favorable pour la mise en place des suivis des odonates et de la flore dans le cadre du programme les sentinelles du climat.



Suivi odonates : Non

Suivi végétation lagunes : ?

Foncier : -

La lagune était quasiment à sec lors de la visite de terrain de septembre 2017 (seule une petite pièce d'eau subsistait).

Elle n'est pas favorable pour la mise en place des suivis des odonates et de la flore dans le cadre du programme les sentinelles du climat.



Suivi odonates : ?

Suivi végétation lagunes : ?

Foncier : Refus propriétaire

La lagune se situe dans un domaine de chasse entièrement clôturé. Le CBNSA a contacté le propriétaire qui s'est opposé à une visite de terrain. La mise en place des suivis des odonates et de la flore dans le cadre du programme les sentinelles du climat est donc compromise.



Bailleux G., 2017

Suivi odonates : Non

Suivi végétation lagunes : Non

Foncier : -

La lagune était presque à sec en septembre 2017 (seule une petite pièce d'eau subsistait).

Elle n'est pas favorable pour la mise en place des suivis des odonates et de la flore dans le cadre du programme les sentinelles du climat.



Suivi odonates : Non

Suivi végétation lagunes : Non

Foncier : Accord du propriétaire

Malgré une pièce d'eau toujours présente en août 2017, la présence de carpe, l'absence de végétation aquatique et rivulaire, ainsi que l'eutrophisation de l'eau (probablement liée à la fréquentation de gibiers) rendent la lagune défavorable à la mise en place des suivis dans le cadre du programme les sentinelles du climat.



Suivi odonates : Non

Suivi végétation lagunes : Non

Foncier : -

A sec en septembre 2017 (et tous les ans d'après un riverain), la lagune n'est pas favorable pour la mise en place des suivis des odonates et de la flore dans le cadre du programme les sentinelles du climat.



Suivi odonates : Non

Suivi végétation lagunes : Non

Foncier : -

La lagune semble artificielle et a été recreusée. Elle était presque à sec en septembre 2017.

Elle n'est pas favorable pour la mise en place des suivis des odonates et de la flore dans le cadre du programme les sentinelles du climat.

Le Tab. LXXXIII récapitule les caractéristiques des sites présélectionnés en 2017. Au total, parmi les 19 sites proposés en 2018 :

- 10 sites sont favorables pour les critères odonates et floristique ;
- 7 sites sont favorables uniquement pour le critère odonates ;
- 5 sites ont déjà un accord dans le cadre du programme les sentinelles du climat dont seulement 2 avec un accord écrit (convention) ;
- 11 sites nécessitent la mise en place d'une animation foncière pour obtenir un accord en 2018.

Au final, 11 lagunes visitées en 2017 n'ont pas été sélectionnées dans le cadre du programme les sentinelles du climat (Fig. 177).

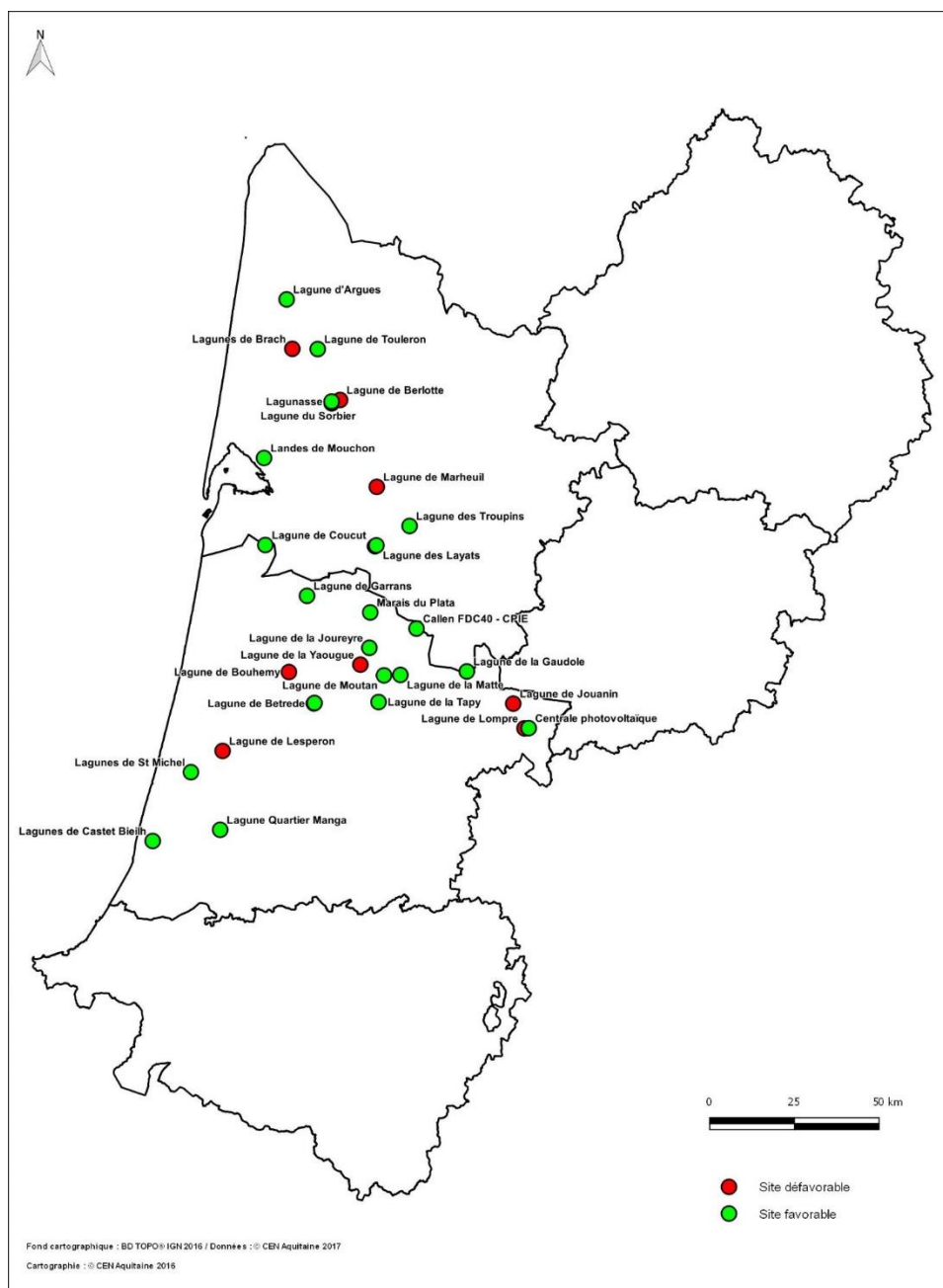


Fig. 177. Sites d'études de suivi des odonates ciblés en 2017



Tab. LXXXIII. Récapitulatif des sites de suivi odonates prospectés en 2017

Dép	Commune	Dénomination	S ² (ha)	Statut	Code statut	Propriétaire Gestionnaire	Accord	Favorable odonates	Favorables flore	Observateur 2017
Sites favorables										
33	Cabanac-et-Vilagrains	Lagune des Troupins	0,15	-	-	Privé	Oui	Oui	Oui	Bailleux Gilles (CEN Aquitaine)
33	Louchats	Lagune des Layats	0,19	Natura 2000	FR7200708	CD 33	Oui	Oui	Non	Bailleux Gilles (CEN Aquitaine)
33	Lanton	Lagune des Landes de Mouchon	0,8	-	-	-	A démarcher	Oui	Oui	Bailleux Gilles (CEN Aquitaine)
33	Hourtin	Lagune d'Argues	0,15	-	-	Commune de Hourtin	Accord oral	Oui	Oui	Bailleux Gilles (CEN Aquitaine)
40	Losse	Centrale photovoltaïque	0,06	ENS	-	Privé	A démarcher	Oui	Non	-
40	Le Sen	Lagune de Moutan	0,01	ENS	-	Commune du SEN CD 40	Accord oral	Oui	Oui	-
40	Callen	Site de Callen	0,62	-	-	FDC 40 CPIE Seignanx Adour	En cours	Oui	Oui	CPIE Seignanx-Adour
40	Vert	Lagune de la Tapy	3,68	-	-	FDC 40 CPIE Seignanx Adour	Accord oral	Oui	Oui	CPIE Seignanx-Adour
40	Sore	Marais du Plata	0,3	-	-	CD40 / FDC 40 CPIE Seignanx Adour	Accord oral	Oui	Non	CPIE Seignanx-Adour
40	Bourriot-Bergonce	Lagune de Gaudole	0,22	-	-	Privé	Accord oral	Oui	Non	-
40	Luxey	Lagune de la Matte	0,08	-	-	-	A démarcher	Oui	Non	-
40	Seignosse	Lagune de Castet Bieilh	0,05	-	-	Commune de Seignosse	A démarcher	Oui	Non	-
40	Sabres	Lagune de Put Boué	0,06	-	-	-	A démarcher	Oui	Oui ?	-
40	Sore	Lagune de la Joueyre	0,1	-	-	-	A démarcher	Oui	Non	-
40	Saint-Paul-lès-Dax	Lagune Quartier Manga	0,38	-	-	-	A démarcher	A visiter	A visiter	-



Dép	Commune	Dénomination	S ² (ha)	Statut	Code statut	Propriétaire Gestionnaire	Accord	Favorable odonates	Favorables flore	Observateur 2017
33	Saint-Médard-en-Jalles	Lagunasse	0,94	-	-	Privé	A démarcher	Oui	Oui	-
40	Saunacq-et-Muret	Lagune de Garrans	0,09	-	-	-	A démarcher	A vérifier	Oui	Bailleux Gilles (CEN Aquitaine)
40	Sanguinet	Lagune de Coucut	0,16	-	-	? ONF	A démarcher	A vérifier	Oui	-
40	Saint-Michel-Escalus	Lagune du Pigeon	0,13	-	-	-	A démarcher	A vérifier	Oui	Bailleux Gilles (CEN Aquitaine)
33	Listrac-Médoc	Lagune de Touleron	0,16	-	-	Privé	Injoignable	Oui	Oui	-
Sites non favorables										
33	Saint-Magne	Lagune du Gat-Mort	0,12	Natura 2000	FR7200708	CD 33	Non	Oui	Oui	-
33	Saint-Médard-en-Jalles	Lagune du Sorbier	0,59	-	-	Privé	-	Non	Non	Bailleux Gilles (CEN Aquitaine)
33	Saint-Médard-en-Jalles	Lagune de Berlotte	0,05	-	-	-	-	Non	Non	Bailleux Gilles (CEN Aquitaine)
33	Brach	Lagune de Brach	0,15	-	-	-	-	Non	Non	Bailleux Gilles (CEN Aquitaine)
33	Saucats	Lagune de Marheuil	0,03	-	-	-	-	Non	Non	Bailleux Gilles (CEN Aquitaine)
40	Losse	Lagune de Lompre	0,16	ENS	-	Privé CD 40	-	Non	Non	Bailleux Gilles (CEN Aquitaine)
40	Solférino	Lagune de Bouhémy	0,12	-	-	Privé (Domaine de Chasse)	Non	-	-	-
40	Sabres	Lagune de Bètrède	0,06	-	-	-	-	Non	Non	Bailleux Gilles (CEN Aquitaine)
40	Losse	Lagune de Jouanin	0,04	-	-	Privé CD 40	Oui	Non	Non	Bailleux Gilles (CEN Aquitaine)
40	Lesperron	-	-	-	-	Privé	--	Non	-	Bailleux Gilles (CEN Aquitaine)
40	Trensacq	Lagune de la Yaougue	0,04	-	-	-	-	Non	Non	Bailleux Gilles (CEN Aquitaine)

- Définition et positionnement des points d'échantillonnage

De manière à pouvoir observer les odonates sur la zone d'eau libre et sur les berges, les transects sont placés à la limite terre-eau le long des lagunes, au niveau des secteurs les plus favorables à l'observation des odonates (Fig. 178, Annexe 37) : berges bien exposées et en pente douce, présence d'herbiers aquatiques. Ces secteurs correspondent également aux secteurs de ponte et d'émergence.

La majorité des lagunes sélectionnées connaissent des variations du niveau d'eau plus ou moins importantes. Afin d'observer un maximum d'espèces et d'individus à chaque passage, le transect sera mobile et suivra le niveau d'eau pour toujours être placé à l'interface eau-berge. La longueur du transect est fixée à 50 mètres. Cette longueur a été fixée en raison de la variabilité de la taille des sites sélectionnés et correspond à la longueur maximale possible sur le site de plus petite surface (Lagune de Moutan, Le Sen dans les Landes). Le nombre de transects sur un site n'est pas limité tant que les transects sont séparés d'une distance d'au moins 100 mètres. Cette distance entre deux transect doit permettre, comme pour le suivi des lépidoptères, de limiter les doubles comptages.

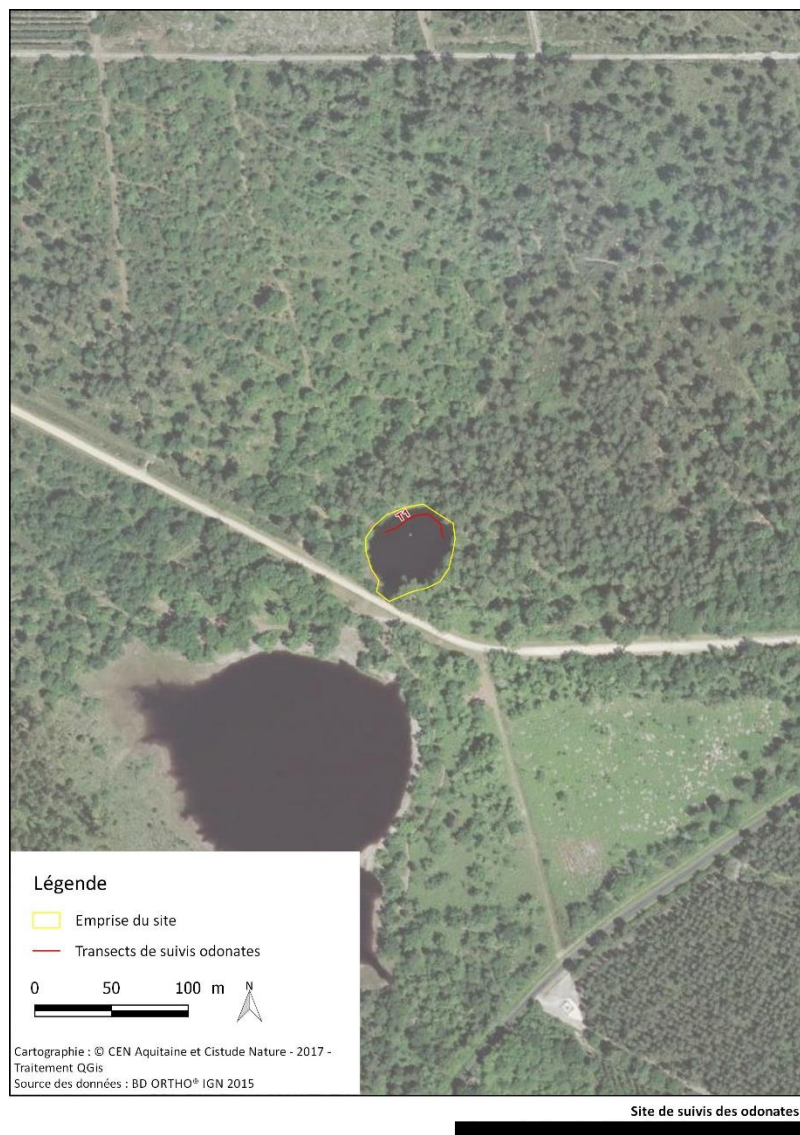


Fig. 178. Exemple de positionnement d'un transect de suivi



• Méthodes de relevés et détermination des espèces

Le protocole retenu en 2017 pour le suivi des odonates est basé sur un protocole validé au niveau national : le Suivi Temporel des Libellules (STELI) élaboré par l'Office Pour les Insectes et leur Environnement (OPIE) en partenariat avec le Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN), le CEN Nord-Pas-de-Calais (CEN NPdC) et la Société Française d'Odonatologie (SFO) dans le cadre du Plan National d'Actions en faveur des Odonates.

Le protocole STELI (LA SOCIETE FRANÇAISE D'ODONATOLOGIE & MUSEUM NATIONAL D'HISTOIRE NATURELLE, 2017) préconise d'effectuer 9 passages répartis sur trois périodes (avant le 15 juin / entre le 16 juin et le 31 juillet / entre le 1^{er} août et la fin de la saison). La répartition temporelle des relevés sur trois périodes permet de contacter le cortège odonatologique complet de chaque site, prenant en compte à la fois les espèces précoces (leucorrhines, *Brachytron pratense*, etc.) et les espèces plus tardives (sympétrums, aeschnes, lestes, etc.). Le protocole STELI prévoit également un temps minimum d'inventaire de 30 min et un parcours fixe dont la longueur n'est pas imposée par le protocole (chaque observateur définit la longueur du parcours). Enfin, le relevé des exuvies n'est pas obligatoire.

Quelques adaptations ont été apportées au protocole STELI afin de standardiser davantage la méthode d'échantillonnage des odonates et rendre les résultats exploitables à une échelle plus réduite (au mieux échelle du site) :

- La longueur du transect est fixée à 50 mètres ;
- les exuvies seront collectées une fois par période (début de la saison jusqu'au 15 juin // du 16 juin au 31 juillet // du 1^{er} août à la fin de la saison). Ces trois périodes permettent de récolter les exuvies des espèces qui émergent dès le mois d'avril (*L. caudalis* par exemple) et celles des espèces plus tardives (cas des sympétrums).
- La recherche des exuvies est cadrée pour une durée d'une heure par transect. Cette durée de recherche est basée sur un retour d'expérience issue des phases d'inventaires des populations de leucorrhines réalisées pour le PRA Odonates.
- L'échantillonnage des exuvies sera réalisé sur le même transect que le relevé « imago ». Pour des raisons pratiques, seules les exuvies d'Anisoptères seront collectées et déterminées. Les exuvies de Zygoptères sont beaucoup plus fragiles et délicates à déterminer. De plus, les Zygoptères ont un vol moins puissant et sont plus faciles à attraper, ce qui permet en général de détecter une grande majorité des espèces présentes sur un site, à l'inverse des Anisoptères.
- Toutes les exuvies d'Anisoptères seront collectées sur une bande de 1 mètre le long du plan d'eau (côté berge). La détermination sera réalisée en laboratoire à l'aide d'une loupe binoculaire munie d'un zoom continu (x7 à x45). Afin d'éviter le lessivage des exuvies et permettre la collecte d'un maximum d'échantillons, le relevé des exuvies ne devra pas être effectué après un épisode de forte pluie.

La récolte des exuvies permet d'obtenir une image de la population larvaire et d'inventorier des espèces difficilement observables à l'état d'imago, notamment les Anisoptères (capacités de déplacement élevées, caractère territorial pour certains, périodes de maturation des adultes parfois longues ; (GRAND & BOUDOT, 2006). Cette information est importante pour évaluer l'évolution d'une population.

- Chaque parcours fait l'objet de relevés des espèces présentes à l'état imaginal (avec effectifs si possible, sinon avec estimation). Les imagos sont déterminés à vue, aux jumelles ou par capture, en fonction des espèces (certaines d'entre elles nécessitent l'examen d'une partie précise de leur anatomie ; (WENDLER & NUß, 1994 ; DIJKSTRA, 2007). Les individus indéterminés sont renseignés au genre si possible. Le comportement des individus observés est noté (ponte, tandem, cœur copulatoire, comportement d'appétence sexuelle, etc.).
- Le chronomètre est arrêté si besoin pour permettre la détermination d'un individu capturé, en limitant au maximum la durée de détermination sur le transect (1 à 2 minutes au total). Les individus nécessitant une détermination plus longue pourront être mis en boîte et déterminés à la fin du transect.
- Le nombre d'individus sera dénombré précisément jusqu'à 20 puis des classes seront attribuées : de 20 à 50, de 50 à 100, de 100 à 200, plus de 200.
- Les relevés « imagos » seront réalisés avant la collecte des exuvies (une collecte des exuvies précédant le relevé « imagos » perturberait le milieu, entraînant la fuite de certains individus, et biaisant ainsi le relevé).

La détermination des « imagos » est réalisée à l'aide de plusieurs ouvrages :

- DIJKSTRA K.-D. B. 2007. Guide des libellules de France et d'Europe. Delachaux & Niestlé, 320 pp.
- GRAND D. & BOUDOT J.-P. 2006. Les Libellules de France, Belgique et Luxembourg. Mèze, Biotope, 480 pp.
- WENDLER, A. & NUß, J.-H. 1994. Libellules. Guide d'identification des libellules de France, d'Europe septentrionale et centrale. Société Française d'Odonatologie (SFO), 130 pp.

Les ouvrages suivants seront consultés pour la détermination des exuvies :

- DOUCET G. 2016. Clé de détermination des exuvies des Odonates de France. Société française d'odonatologie, 64 pp.
- HEIDEMANN H. & SEIDENBUSCH R. 2002. Larves et exuvies des libellules de France et d'Allemagne (sauf de Corse). Bois-d'Arcy, Société française d'Odonatologie, 416 pp.

Les agents de terrain seront munis d'une autorisation de capture (formulaire CERFA 13*616*01 ; demande en cours) puisque tous les sites abritent des espèces protégées (à commencer par les trois leucorrhines : *Leucorrhinia albifrons*, *L. caudalis* et *L. pectoralis*). Cette autorisation est obligatoire pour le prélèvement d'exuvies.

• Conditions météorologiques requises

Les conditions météorologiques requises sont les suivantes (Tab. LXXXIV):

Tab. LXXXIV. Condition météorologiques requises pour les relevés « imagos » (issu du protocole STELI élaboré par l'OPIE, le MNHN, la SFO et le CEN NPdC ; www.steli.mnhn.fr/)

		Température			
		< 17°C	17°C - 25°C	> 25°C	>30°C
Nébulosité	> 75%	non	oui	oui	oui
	< 75%	oui	oui	oui	oui
Pluie		non	non	non	non
Force du vent	> 5 Beaufort	non	non	non	non
Heure		10h-16h	10h-16h	10h-17h	9h - 18h

- Nombre de campagnes de relevés

Dans l'attente de l'accord des propriétaires pour mettre en place les stations météorologiques et suite au refus de certains d'entre eux (ou de gestionnaires), seul un site a pu faire l'objet du suivi des odonates en 2017 : la lagune des Layats. Deux passages ont été effectués en août.

L'été 2017 a été dédié à l'évaluation de la potentialité de mise en place du suivi des odonates sur les différents sites proposés par les partenaires techniques du programme « les sentinelles du climat ».

- Fiche de relevés

Une fiche de terrain a été utilisée pour les relevés réalisés en 2017 (Annexe 38). En 2018 sera édité un formulaire numérique pour smartphone, facilitant notamment la saisie sur le terrain et l'intégration des données dans une BDD dédiée.

5.8.2 Résultats exploratoires

Les passages réalisés sur un seul site en 2017 (Tab. LXXXV) ne permettent pas de faire une analyse si ce n'est que, comme attendu au mois d'août, les espèces observées étaient plutôt tardives : *Aeshna affinis*, *Lestes dryas* ou *Lestes virens* entre autre.

Tab. LXXXV. Espèces observées en 2017

Lagune des Layats (Louchats, 33)			
Espèce	25/07/2017		03/08/2017
	Imagos		Exuvies
<i>Aeshna affinis</i>	3	4	En cours de détermination
<i>Ceriagrion tenellum</i>	3	4	
<i>Lestes dryas</i>	4	7	
<i>Lestes virens</i>		1	
<i>Sympecma fusca</i>	1		
<i>Sympetrum sanguineum</i>	1	4	

5.8.3 Discussion

L'année 2017 a permis de préciser les paramètres de choix des sites pour la mise en place du suivi des odonates. En effet, en 2016, l'objectif était de sélectionner des sites favorables à la fois pour le suivi des odonates et pour le suivi de la végétation typique des lagunes (notamment les gazons amphibies).

Par contre, les difficultés à trouver des sites compatibles pour la mise en place conjointe de ces deux suivis (certaines lagunes s'assèchent en fin d'été, d'autres sont dégradées), couplées au refus de certains propriétaires / gestionnaires de réaliser des suivis sur leurs sites, ont conduit à changer les critères de choix. Même s'il aurait été intéressant de disposer des informations concernant les cortèges odonatologiques et floristiques pour toutes les lagunes, les sites retenus pour le suivi des odonates doivent prioritairement être favorables à la présence de libellules et comporter des populations de leucorrhines (elles constituent les espèces sentinelles pour ce groupe).

Les sites défavorables pour le suivi de la végétation feront tout de même l'objet de relevés phytosociologiques tous les deux à trois ans afin de suivre l'évolution des habitats présents. Ce suivi « allégé » permettra d'obtenir des informations minimales mais précises concernant l'évolution de la végétation de la lagune, et vérifier une possible corrélation avec une évolution du cortège d'odonates. La végétation immergée et émergée constitue un habitat de reproduction (ponte des imagos), d'alimentation, de refuge, de croissance et d'émergence pour les larves. Son évolution peut donc influencer sur la richesse et la diversité spécifique des odonates recensés.

Un groupe de 19 sites favorables a donc été retenu pour la mise en place des suivis des odonates à partir de 2018. Les négociations foncières seront réalisées entre novembre 2017 et mars 2018 afin de pouvoir commencer les suivis au printemps 2018.

5.9 Rainette ibérique (*Hyla molleri*) et Rainette verte (*Hyla arborea*)

Auteurs : Maud Berroneau, Gaëlle Caublot, Contributeur : Julien Jemin

« La plupart des amphibiens se déplacent rarement sur plus de quelques centaines de mètres au cours de leur vie; de nombreux reptiles à la fois terrestres et aquatiques peuvent se déplacer de leur côté sur des centaines de kilomètres. En raison de leur capacité de dispersion plus ou moins limitée, les amphibiens sont des espèces plus vulnérables aux changements rapides des habitats et aux risques d'extinction liés au changement climatique que les oiseaux (GIBBON *et al.*, 2000) » (MALLARD, 2016a). Certains amphibiens de milieux frais semblent fortement menacés par le changement climatique (ARAUJO *et al.*, 2006) tels que la Rainette ibérique (*Hyla molleri*) et la Rainette verte (*Hyla arborea*). Ces deux espèces se reproduisent dans les milieux humides frais.

La Rainette ibérique se retrouve dans le Massif landais, dans les milieux type lagune (Fig. 179). En France, elle se cantonne au bassin aquitain. La Rainette verte possède une répartition septentrionale étendue dont la limite sud atteint le Massif central (Fig. 179). Leurs habitats préférentiels sont sujets aux perturbations climatiques comme l'assèchement brutal et la modification de la flore représentative des zones humides pour le Massif landais. L'autre hypothèse de l'impact du changement climatique sur la Rainette ibérique est la disparition ou le mouvement de stations remarquables.

La Rainette méridionale (*Hyla meridionalis*) est une espèce d'affinité méditerranéenne plus thermophile qui pénètre dans certaines lagunes où *H. molleri* est présente (BERRONEAU, 2015) et également sur les sites de présence de la Rainette verte (Fig. 179). Le rapport de force entre les deux espèces avec la Rainette méridionale est très certainement lié aux conditions climatiques locales et pourrait évoluer en fonction du changement climatique.

Les hypothèses sont les suivantes:

- Extinction locale possible des populations suite à la disparition de stations remarquables,
- Rapport de force en faveur de la Rainette méridionale.

Les objectifs sont de visualiser la tendance évolutive de la répartition et de l'abondance de la Rainette ibérique et de la Rainette verte en lien avec d'éventuelles variations climatiques, mais aussi d'observer l'évolution du rapport de force entre les deux rainettes et la Rainette méridionale.

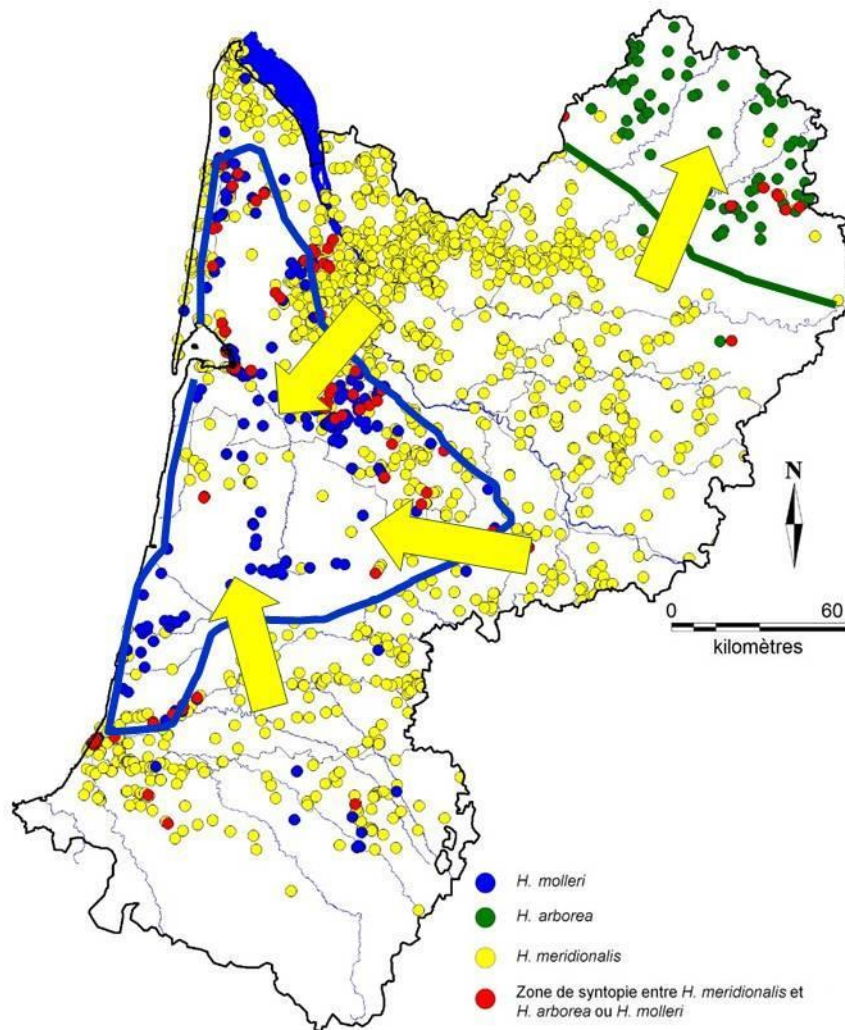


Fig. 179. Répartition actuelles et schématisation du rapport de force de la Rainette ibérique, de la Rainette méridionale et en partie de la Rainette verte

5.9.1 Matériel et méthodes

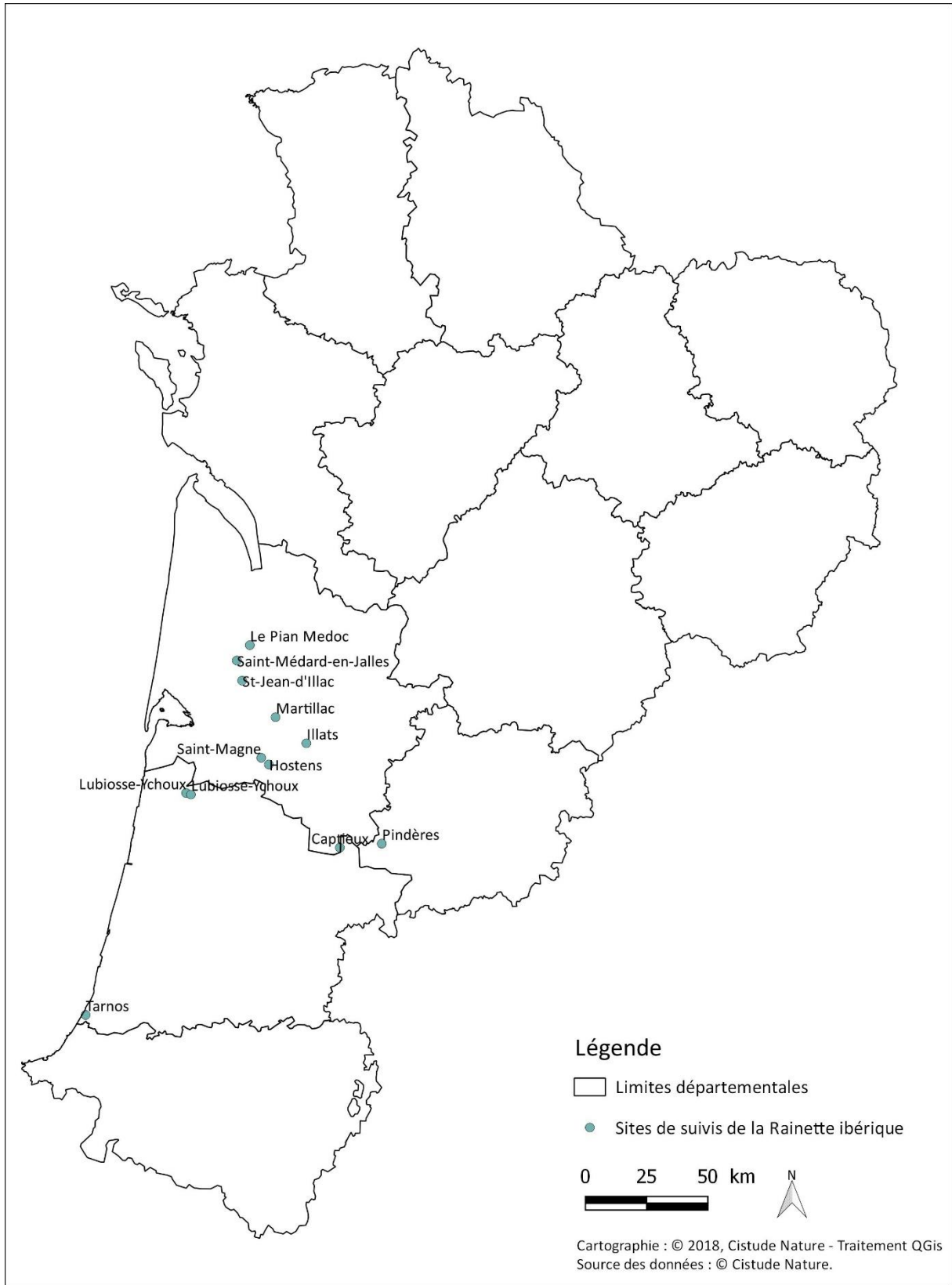
• Sélection des sites

La sélection s'est portée sur des sites présents dans l'aire de répartition de la Rainette ibérique et de la Rainette verte (présence avérée ou non de cette dernière), facilitant la mise en évidence d'éventuels mouvements populationnels (Massif landais). Ces sites sont parfois occupés par la Rainette méridionale ou non, espèce potentiellement compétitrice. Ces sites coïncident autant que possible avec ceux d'autres suivis en milieu humide, notamment avec les sites de suivi du Lézard vivipare.

• Description des sites choisis

Niveau terminologie, pour la Rainette ibérique, un « site » de suivi correspond à une « lagune ».

12 sites ont ainsi été sélectionnés (7 en Gironde, 4 dans les Landes, et 1 en Lot-et-Garonne) à partir de la répartition connue de la Rainette ibérique et avec une homogénéité de répartition selon un gradient nord-sud, est-ouest (Fig. 180, Tab. LXXXVI).



Sites de suivis de la Rainette ibérique :
Situation géographique des sites d'études en Nouvelle-Aquitaine

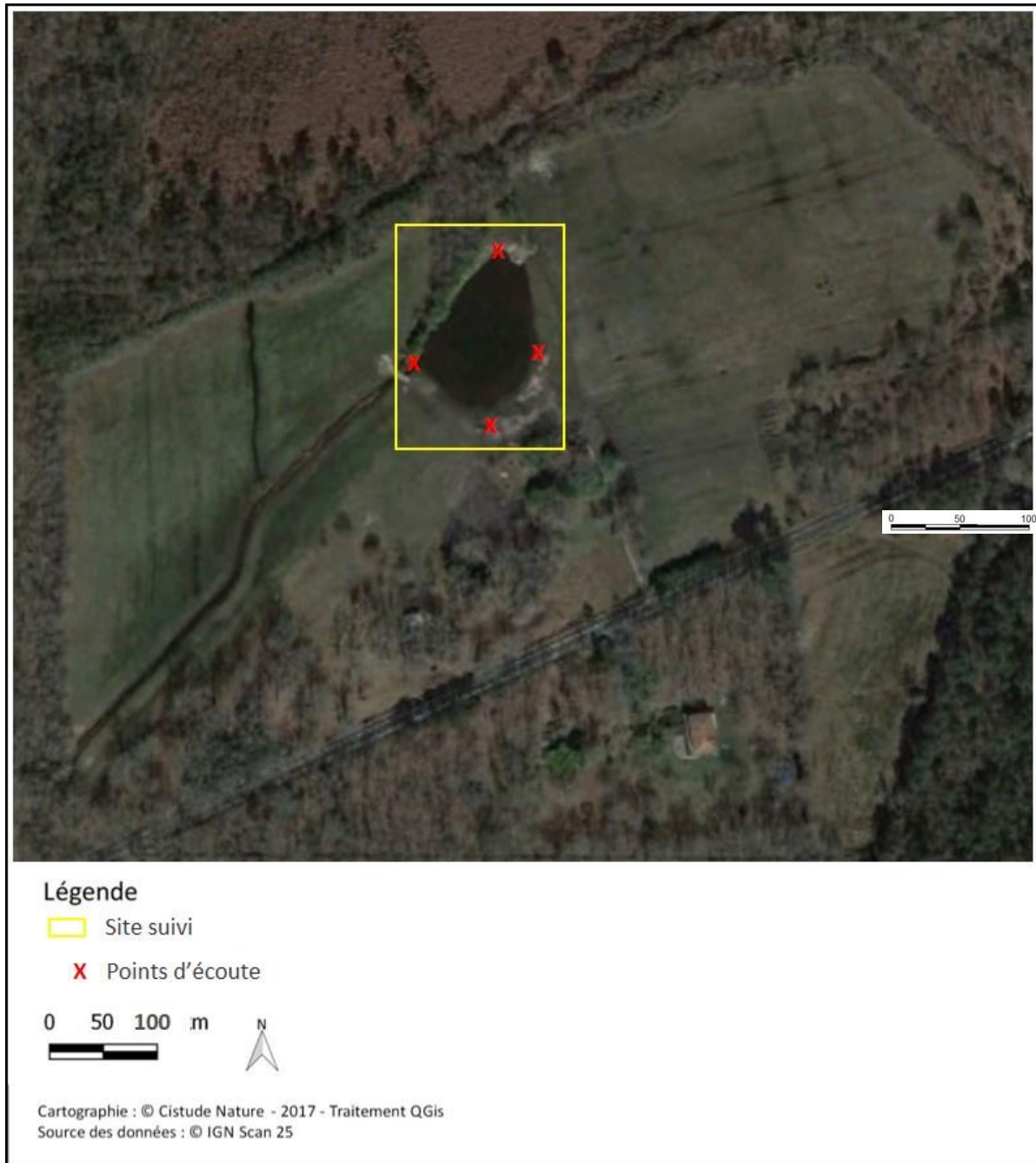
Fig. 180. Situation géographique des sites d'études validés dans le cadre du suivi de la Rainette ibérique

Tab. LXXXVI. Caractéristiques des sites étudiés dans le cadre des suivis "Rainette ibérique"

Département	Dénomination	Type d'habitat	Propriétaire/gestionnaire	Accord	Structure de suivi et nom de l'observateur	Latitude	Longitude
Gironde (33)	Le Pian Médoc	Lagune	-		Cistude Nature - Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	Martillac	Lagune	-		Cistude Nature - Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	Hostens	Lagune	Conseil départemental	oui	Cistude Nature - Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	Saint Magne	Lagune	-		Cistude Nature - Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	Illats	Lagune	-		Cistude Nature - Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	St Jean d'Ilac	Lagune	-		Cistude Nature - Maud Berroneau	██████	██████
Gironde (33)	Saint-Médard-en-Jalles	Lagune	-		Cistude Nature - Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	Captieux	Lagune	-		Cistude Nature - Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	Tarnos	Lagune	-		Cistude Nature - Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	Lubiosse - Ychoux	Lagune	-		Cistude Nature - Maud Berroneau	██████	██████
Landes (40)	Lubiosse - Ychoux	Lagune	-		Cistude Nature - Maud Berroneau	██████	██████
Lot-et-Garonne (47)	Pindères	Lagune	Commune	oui	Cistude Nature - Maud Berroneau	██████	██████

• Définition et positionnement des points d'échantillonnage

Les points d'échantillonnage se font par lagune identifiée. Il s'agit de points d'écoute autour de la lagune (Fig. 181, Annexe 39), donc la définition et le positionnement de ces points d'échantillonnages correspondent au tableau précédent (Tab. LXXXVI).



Sites de suivi de la Rainette ibérique :

Fig. 181. Exemple de lagune de suivi « Rainette ibérique »

- Méthode de relevés et détermination des espèces

Cette étude se base sur un suivi annuel de présence des deux rainettes sur 12 sites, couplé à des stations météorologiques. L'application du protocole type POP Amphibien (protocole national standardisé – SHF) (BARRIOZ & MIAUD, 2016) permettra une estimation fine de la présence ou de l'abondance de chaque espèce Rainette ibérique et de la Rainette verte. Cette abondance peut être



mise en relation avec des facteurs extérieurs (évolution des températures, régime pluviométrique, etc.) et peut être comparée d'une année sur l'autre.

Chaque site est visité 3 fois par an durant la période d'activité des rainettes (passages de préférence entre mars et mai). Les points d'écoutes des mâles chanteurs sont assurés pendant 20 min sur chaque lagune. A la suite des points d'écoutes, différents relevés sont effectués sur les propriétés de la lagune (habitats aquatiques et rivulaires), les autres espèces observées, afin de mettre en évidence à terme des corrélations entre modification de l'habitat dû au changement climatique, colonisation des sites par d'autres espèces aux biotopes différents des espèces cibles et présence/abondance de Rainette ibérique ou Rainette verte selon le site en question.

- **Conditions météorologiques requises**

L'écoute des mâles chanteurs de Rainette ibérique s'effectue avec des conditions climatiques particulières :

- Visite nocturne (19h30 – 00h30)
- Eviter les nuits trop fraîches (gelées) en début de saison (mars-avril)
- Eviter les phases de pleine lune et nuits venteuses

- **Nombre de campagne de relevés**

Les campagnes de relevés s'effectuent durant la saison de reproduction, de mars à mai.

- **Fiche de relevés**

La récolte de données est réalisée à l'aide de la fiche de relevé standardisée (Annexe 40).

Trois fiches de renseignements doivent être remplies pour chaque site et chaque passage. La première fiche « Relevé » renseigne par lagune les observations de l'espèce, les indices de présence pour les trois passages. La deuxième fiche « Descriptif site » permet un descriptif précis de la lagune et de ses alentours pour les trois passages. Enfin, la fiche « Récapitulatif site » liste l'ensemble des lagunes à prospector.

Notice explicative aux fiches à renseigner

- ***Fiche Relevé***

- Localisation / aide localisation : coordonnées GPS des quatre extrémités de la placette. Il peut également être noté toute remarque facilitant le bon repérage du site.

Météo :

- T° : valeur maximale indiquée par le thermomètre/anémomètre (en degré Celsius).
- Vent : valeur maximale indiquée par le thermomètre/anémomètre (en m/s) sur une minute.
- Nuage : la couverture nuageuse doit être indiquée si possible lors des visites nocturnes selon 5 coefficients* ($1 \leq 20\%$; $20\% < 2 \leq 40\%$; $40\% < 3 \leq 60\%$; $60\% < 4 \leq 80\%$; $5 > 80\%$).

* La couverture nuageuse comme le vent joue un rôle sur la température ambiante ressentie, ce qui influe sur la sortie et l'activité des mâles chanteurs.



Nature du contact avec la Rainette ibérique :

- Obs chant: nombre d'individus chanteurs différents observés.
- Autre : nombre de mues dénombrées (observations directes, pontes, etc.).

Nature de l'habitat :

Description de l'habitat utilisé par les individus (aquatique, rivulaire, etc.).

- Remarque : pour indiquer tout type d'information supplémentaire.

Observation d'autres espèces :

- Rainette méridionale (chanteurs ou non, nombre, etc.)
- autres espèces remarquables
 - *Fiche Descriptif site*
- Localisation / aide localisation : cf. ci-dessus.
- Date / Observateur : date et nom des observateurs lors des trois passages.
- Position : emplacement de la lagune.
- Strates de végétation : pourcentage et hauteur des différentes strates de végétation au sein du site.
- Nature habitat : présence / absence et nombre des différents abris disponibles pour les Rainette ibérique.
 - *Fiche Récapitulatif site*
- Coordonnées GPS : indiquent les quatre extrémités Nord-Ouest, Nord Est, Sud Est et Sud-Ouest de la lagune suivie.
- Commentaires : toutes informations permettant de faciliter le repérage de la lagune.

5.9.2 Résultats exploratoires

En 2016, les sites ont été visités et sélectionnés en dehors de la période d'activité de la Rainette ibérique (juillet à septembre) pour des raisons de début de programme à mettre en place (la première saison 2016 a servi pour établir les protocoles de suivis et déterminer les sites à suivre les années suivantes). Aucun relevé selon le protocole précédemment présenté n'avait pu être fait. Ainsi, aucun résultat exploratoire n'avait été rapporté pour 2016.

Pour 2017, une cartographie (Fig. 182) représentant le rapport Rainette ibérique / Rainette méridionale observées sur les sites d'études est proposée en ex-Aquitaine. En Limousin, l'année 2017 a consisté à repérer les sites et à la mise en place du protocole.

Les prochaines années permettront d'analyser l'évolution du rapport de force entre la Rainette ibérique et la Rainette méridionale sur les sites d'études. Lorsque cette balance penchera en faveur de la Rainette méridionale (plus de Rainette méridionale que de Rainette ibérique, voir disparition de la Rainette ibérique), cela signifiera que l'habitat et les conditions micro-climatiques (température, hygrométrie) auront été modifiés.

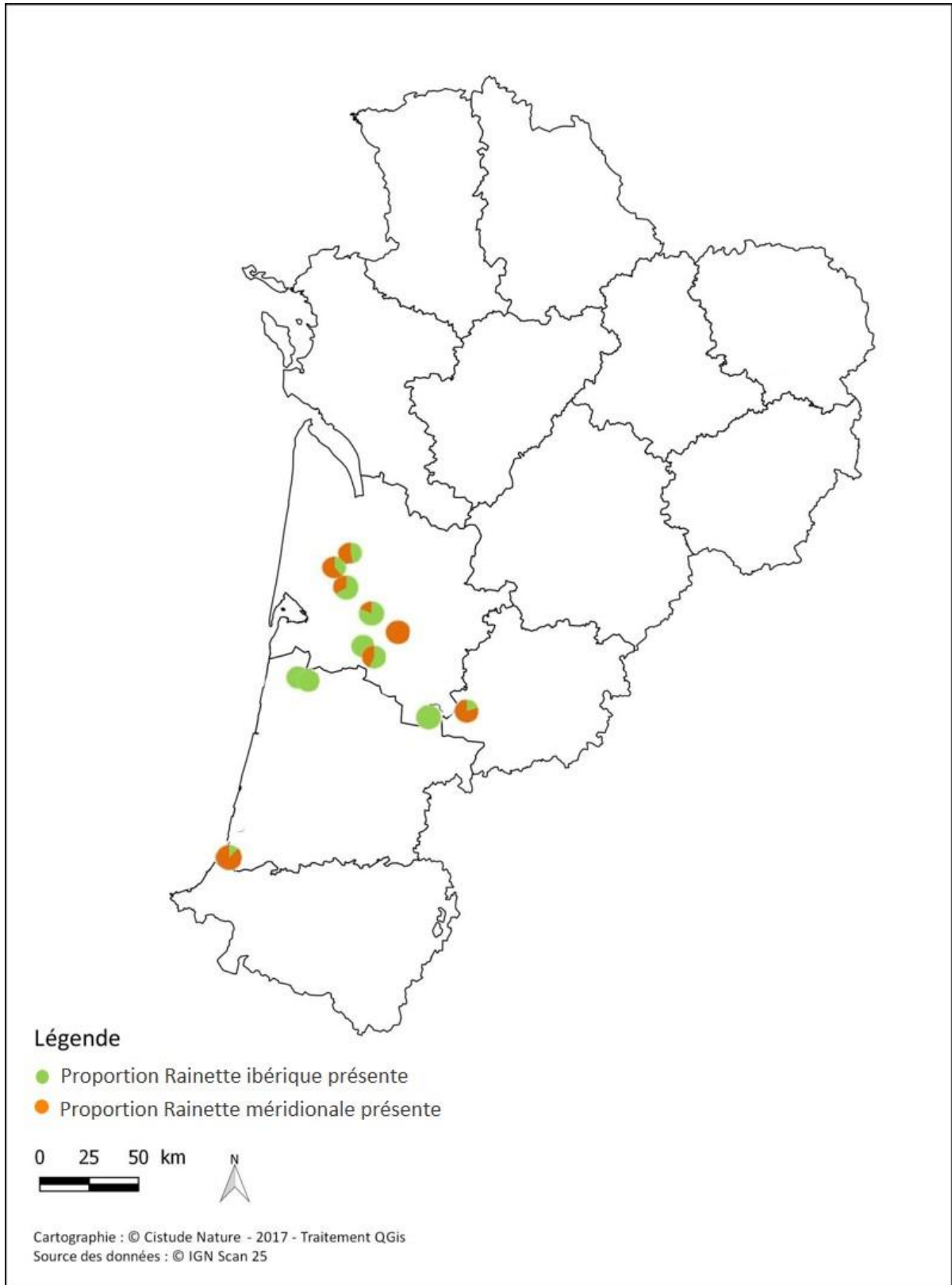


Fig. 182. Observations sur la saison 2017 par sites des Rainettes ibériques (vert) et des Rainettes méridionales (orange)



5.9.3 Discussion

Le suivi devra être assuré dans le temps pour produire des indices annuels d'abondance et de répartition pour comparaison sur le long terme.

Les analyses devront porter sur la mise en place d'une méthode efficace permettant de vérifier les corrélations entre l'occurrence/abondance de la Rainette ibérique et la variation climatique des sites (assèchement, modification flore, etc.). Les observations devront également tendre à répondre au deuxième questionnement sur la pénétration possible de la Rainette méridionale au cœur du Massif landais, indicatrice d'un changement du milieu et de son micro-climat (Fig. 179).

Un projet est en réflexion avec le CNRS de Chizé pour mettre en lien les changements climatiques et les réponses des populations de Rainette ibérique via l'équipement des sites de micro-sondes au niveau du sol et des micro-habitats inféodés à cette espèce. L'approche par modélisation apportera également des informations sur les tendances évolutives de ces populations.

5.10 Communautés végétales des rives d'étangs arrière-littoraux

Auteur : Kévin Romeyer, Contributeur : Grégory Caze

La multitude de végétations qui compose les rives des étangs arrière-littoraux aquitain hébergent une flore particulière avec de nombreuses espèces patrimoniales (*Lobelia dortmanna*, *Isoetes boryana*, *Caropsis verticillato-inundata*, *Littorella uniflora*) dont certaines d'affinités boréales en limite d'aire sud-occidentale de répartition (*Rhynchospora fusca*, *Utricularia intermedia*, *Drosera intermedia*). Ces étangs sont isolés de la mer par un imposant cordon dunaire ; ils sont donc alimentés exclusivement par les eaux des bassins versants. Issues du plateau sableux du triangle landais, ces eaux acides et oligotrophes favorisent le développement de communautés végétales très originales. Comme pour les lagunes du plateau landais, ces végétations vivaces sont adaptées à des sols pauvres en nutriments et aux fluctuations des niveaux d'eaux qui déterminent leur agencement en ceinture le long d'un gradient topographique plus ou moins étendu (VANDEN BERGHEN, 1964 ; VANDEN BERGHEN, 1968 ; VANDEN BERGHEN, 1969 ; LE FOULER, 2012). Ainsi, des communautés aquatiques (immergées toute l'année), terrestres (toujours émergées) et amphibies (immergées seulement une partie de l'année) sont retrouvées. Du fait de ces caractéristiques phyto-écologiques, elles semblent particulièrement sensibles à des épisodes de sécheresses plus intenses (obs. CBNSA). Dans le contexte du changement climatique avec des sécheresses et canicules plus intenses, ces végétations amphibies et aquatiques pourraient disparaître ou se raréfier au profit des végétations strictement terrestres et moins oligotrophes.

Pour identifier et mesurer les effets du changement climatique sur les communautés végétales de lagunes, l'objectif est de suivre dans le temps et dans l'espace : 1- leur structure (types biologiques dominants, hauteur, recouvrement) et 2- leur composition floristique (diversité spécifique, cortèges indicateurs, fréquence relative des espèces, spectre chorologique).

5.10.1 Matériel et méthodes

- Sélection des sites

Dans le cadre du schéma pluriannuel de suivi des habitats d'intérêts communautaires (HIC) de l'ex-région Aquitaine mis en place par le CBN Sud-Atlantique (LE FOULER & CAZE, 2012), les rives des étangs font l'objet d'un suivi régulier pour l'évaluation d'état de conservation à travers le réseau Natura 2000 (LE FOULER, 2012).

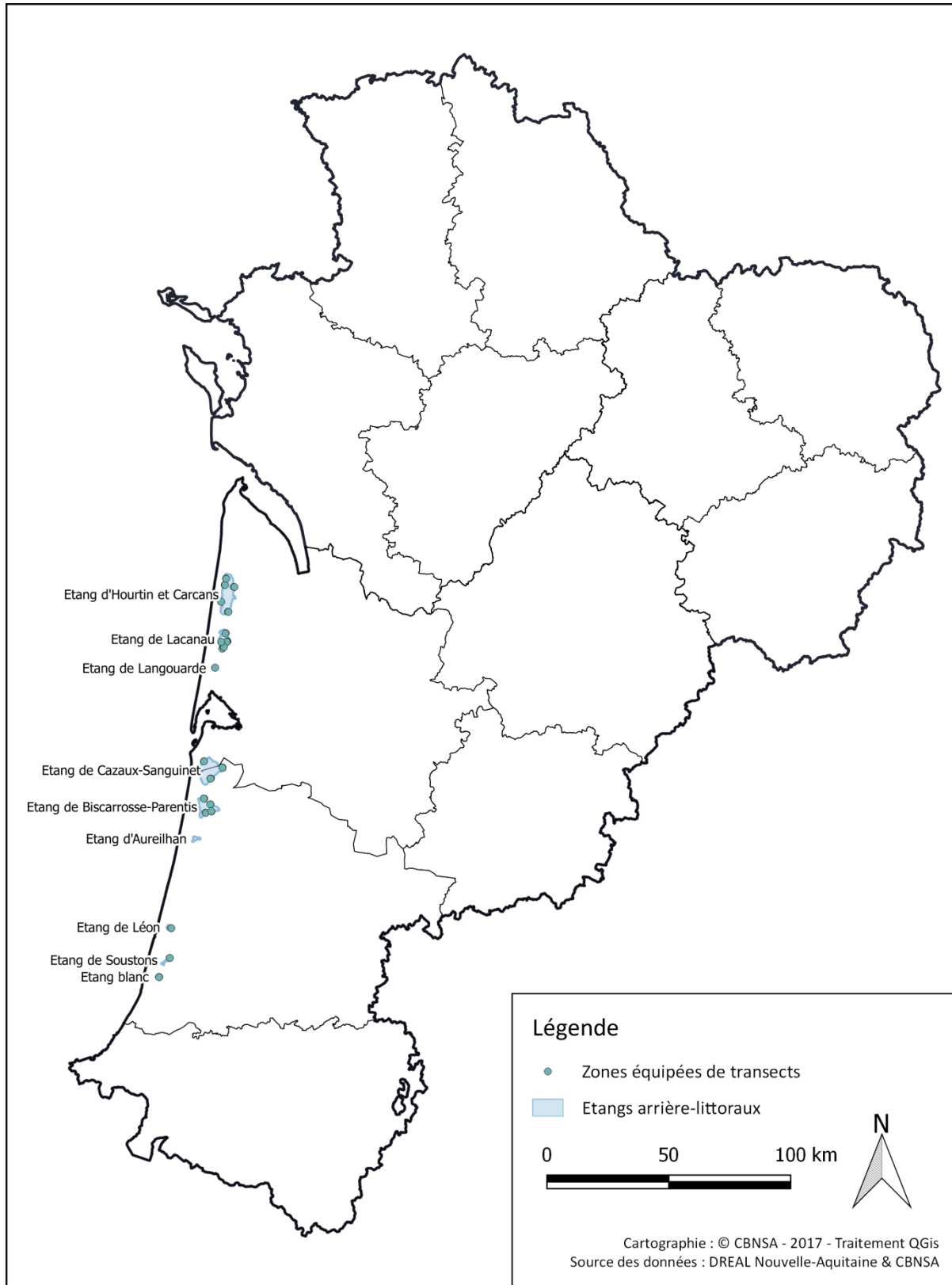
Au total, il existe 19 étangs arrière-littoraux (Fig. 183) dont 16 étant intégrés dans un périmètre Natura 2000 sur 6 sites différents. L'ensemble des étangs ne pouvant être suivi, un échantillon de 8 étangs a été sélectionné selon les critères suivants :

- présence dans un périmètre Natura 2000 ;
- présence des habitats d'intérêt communautaire à évaluer ;
- bonne représentativité de ces habitats (surface, état).

Les étangs étant parfois de très grande superficie et relativement hétérogènes d'une rive à l'autre, plusieurs dispositifs de suivi ont dus être mis en place pour un même étang. Les critères sur leur positionnement sont explicités plus loin.

Les suivis des communautés végétales de rives d'étangs dans le cadre du programme les sentinelles du climat se reposeront essentiellement sur ce réseau existant afin de mutualiser les dispositifs mis en place (Fig. 183) et de bénéficier des données acquises. Toutefois, il convient d'enrichir ce réseau avec de nouveaux dispositifs sur d'autres rives d'étangs déjà suivis voire sur des étangs non-suivis actuellement. Cela permettra notamment d'avoir une vision régionale exhaustive sur les végétations qui composent ces étangs et ainsi de détecter les secteurs de plus grande sensibilité face au changement climatique.

L'identification des nouvelles zones à suivre en termes de végétations s'effectuera en 2018. Elle s'appuiera notamment sur la présence de communautés amphibiennes relevant de l'*Elodo-Sparganion erecti*, aquatiques relevant de l'*Hydrocharition morsus-ranae* et *Potamion pectinati* (Koch 1926) Libbert 1931 et de gazons subaquatiques d'intérêt patrimonial relevant du *Lobelio dortmannae - Isoetion* W. Pietsch 1965. Les données renseignées dans l'OBV (atlas en ligne : ofsa.fr) et issues de la bibliographie (VANDEN BERGHEN, 1964 ; VANDEN BERGHEN, 1968 ; VANDEN BERGHEN, 1969 ; VANDEN BERGHEN, 1971) formeront une base d'intérêt pour ce travail.



Localisation des étangs arrière-littoraux et des zones de suivi des communautés végétales amphibies et subaquatiques

Fig. 183. Situation géographique des étangs arrière-littoraux et des dispositifs de suivi des communautés végétales préexistantes.

- Description des sites choisis

La sélection et la présentation des zones suivies seront réalisées en 2018.

De même, les caractéristiques de chaque zone étudiée sur les rives des différents étangs (commune, superficie, statut, propriétaire, structure de suivi) seront détaillées dans un futur rapport (2018).

- Définition et positionnement des points d'échantillonnage

Le suivi des étangs en lien avec les évolutions climatiques dans le cadre du programme les sentinelles du climat reprend les mêmes principes d'échantillonnage que pour l'évaluation de l'état de conservation (LE FOULER, 2012); c'est-à-dire un système de transect orienté perpendiculairement au rivage et aux ceintures de végétations et lu au moyen de quadrats de 4m de côté et de relevés phytosociologiques.

Ce type de dispositif permet à la fois une étude diachronique des végétations rivulaires, pour suivre dans le temps et dans l'espace leur dynamique évolutive ; et une étude synchronique pour décrire l'organisation spatiale des groupements dans l'espace.

La répartition spatiale des communautés végétales étant surtout expliquée par les gradients topographique et hydrique, le transect est orienté de la zone de bas-niveau (toujours immergée) vers le rivage complètement exondé en répondant aux critères suivants :

- échantillonner la diversité phytocénotique : le transect doit prendre en compte les différentes situations écologiques majoritairement rencontrées sur l'étang ;
- choisir le transect le plus long possible (pente faible) pour apprécier la végétation dans son expression optimale ;
- éviter les situations atypiques : les zones suivies doivent être relativement indicatrices du fonctionnement écologique de l'étang.

Dans l'objectif d'un suivi à moyen/long terme (plusieurs décennies) et afin d'assurer la relocalisation précise et la pérennité du dispositif, le transect est délimité par 2 piquets fixes en bois imputrescible (ex : robinier) en évitant les zones soumis à contraintes (coupe, passage d'engins, niveau d'eau trop élevé).

La limite inférieure est fixée de manière à prendre en compte l'intégralité des groupements de bas-niveau (roselières, groupements amphibies) et dans la mesure du possible les groupements aquatiques sous-jacents. La limite supérieure est arrêtée dès l'apparition des premiers ligneux hauts ou à la sortie de la zone amphibie et l'apparition des communautés végétales mésophiles non soumises à immersion temporaire (Fig. 184). Pour ne pas attirer l'attention et éviter toute dégradation du dispositif ou dommages par les usagers de l'étang, les piquets doivent être enterrés profondément et ne dépasser que de quelques dizaines de centimètre la surface du sol. Le géoréférencement du transect est déterminé sur le terrain par les coordonnées GPS de ses repères fixes. Le temps de la lecture, le transect est matérialisé par une corde doublé d'un décimètre tendu entre les deux piquets, au ras du sol. Les quadrats sont quant à eux matérialisés par des piquets temporaires reliés par une corde ou rubalise.

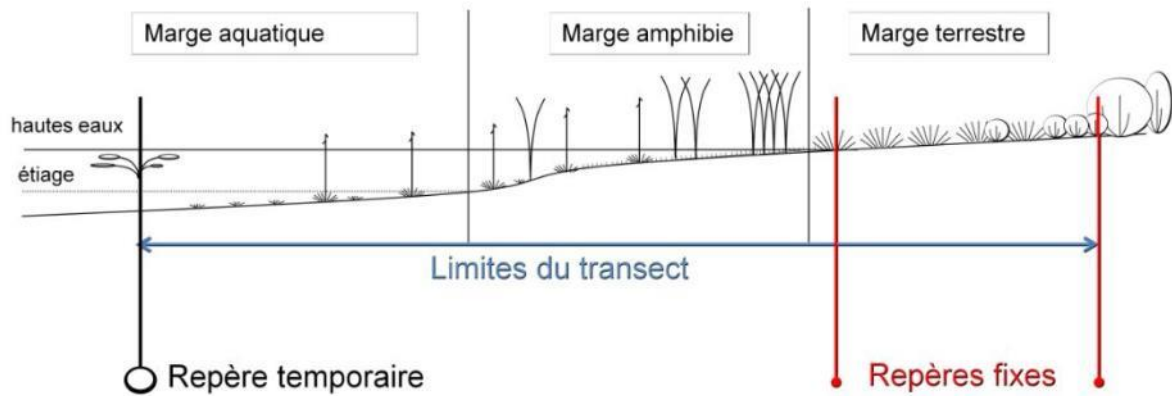
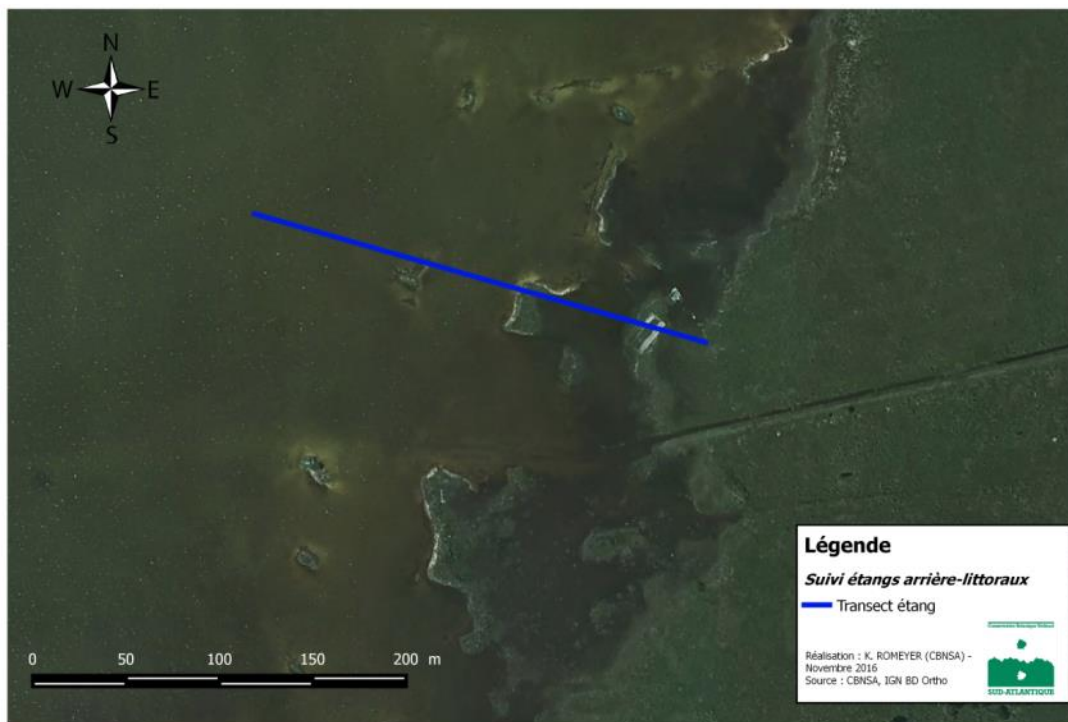


Fig. 184. Schéma de positionnement du transect sur les rives d'étangs.

Un exemple de positionnement de transect est présenté ci-après (Fig. 185).

La durée de mise en place et de relocalisation du transect et des quadrats est estimée autour de 1h. La durée de lecture des quadrats et des relevés phytosociologiques le long du transect n'est pas limitée et peut être estimée autour de 3h.



Localisation de transect sur [redacted] (fond IGN BD Ortho).

Fig. 185. Exemple de positionnement de transect sur une rive d'étang arrière-littoral (photographie aérienne).

Les caractéristiques de chaque transect, qu'ils soient préexistants et mutualisés ou nouvellement mis en place, ainsi que leurs cartes de localisation précises seront détaillées dans le rapport 2018.

- Méthodes de relevés et détermination des espèces et des communautés végétales

Dans le cadre du programme les sentinelles du climat, comme pour l'évaluation de l'état de conservation Natura 2000, le suivi des végétations rivulaires d'étangs arrière-littoraux s'opère selon une méthode de transects. Deux protocoles complémentaires sont utilisés sur un même transect pour avoir une vision globale du fonctionnement des étangs et détecter de façon fine les variations floristiques du milieu :

- transect de relevés phytosociologiques ;
- transect de quadrats de fréquence disposés à intervalles réguliers.

Selon la méthode phytosociologique sigmatiste, des relevés sont réalisés le long du transect dans les zones d'expression optimale des communautés végétales, y compris celles des communautés d'annuelles qui se superposent aux communautés de plantes vivaces, ainsi qu'aux limites inférieures et supérieures de chacune d'elles. Cela permet notamment de connaître l'écologie et les liens dynamiques des différentes communautés et l'évolution de l'emprise de celles-ci le long du transect : une information capitale pour estimer, par extrapolation, l'évolution des surfaces d'habitats sur les étangs.

Le long du même transect, la flore et les végétations sont suivies à travers des quadrats de fréquence de 4 m de côté subdivisés en quadrats élémentaires de 1 m de côté (Fig. 186). Le nombre de quadrats par transect est adapté aux caractéristiques de la rive (diversité de communautés végétales, longueur de la zone de marnage). Ils sont répartis le long du transect à intervalles réguliers (Fig. 187). Cet intervalle (n), mesuré à partir du centre du quadrat, est variable en fonction de la longueur du transect et du nombre de quadrats choisis. En moyenne, un intervalle de 8 m entre 2 quadrats est préconisé. Une fois défini, cet intervalle ne doit en aucun cas varier entre les différentes lectures. Le premier quadrat est disposé au pied du repère fixe le plus élevé (rivage de l'étang), et orienté vers la zone de bas-niveau. La position des autres quadrats sera déduite par celle du premier à l'aide du décamètre.

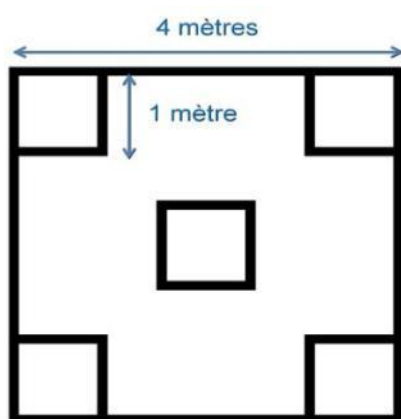


Fig. 186. Schéma d'organisation (à gauche) et photographie (à droite) des quadrats élémentaires au sein du quadrat de fréquence pour les végétations d'étangs.

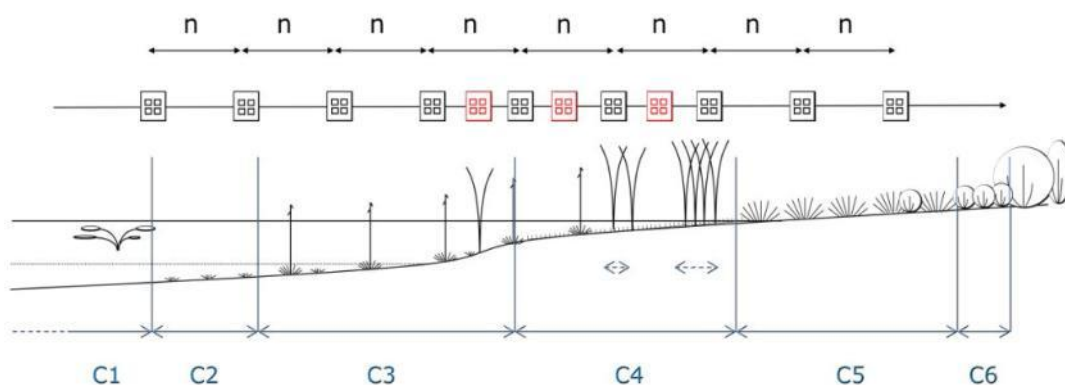


Fig. 187. Schéma de positionnement des quadrats de fréquence le long du transect sur une rive d'étang (en noir : quadrats fixes ; en rouge : quadrats complémentaires ; C1 à C6 : communautés végétales).

Pour chacun des quadrats de fréquence, le recouvrement des strates (précision 5%), la hauteur de biomasse (précision 5 cm) et les caractéristiques abiotiques (niveau d'eau, surface de sol nu, nature du substrat) sont notées et un relevé exhaustif de la flore en présence/absence est réalisé au sein de 5 quadrats élémentaires placés de façon précise. En plus, un relevé complémentaire est réalisé, en présence/absence, à l'échelle du quadrat de fréquence pour noter les espèces non contactées dans les 5 quadrats élémentaires. Cette méthode présente l'avantage de pouvoir s'abstenir d'une estimation des coefficients de recouvrement, une variable sujette au biais d'interprétation des données engendré par la diversité des observateurs et empêchant la détection de changements subtils dans la composition floristique du tapis végétal étudié.

Pour conserver une vision physiognomique du site, et aider dans l'interprétation des données et dans la relocalisation des dispositifs, des photos avec prises de vue du départ, de l'arrivée et si possible de l'ensemble du transect sont réalisées, ainsi que pour chaque communauté observée. En plus, des photos de chaque quadrat, dans l'ordre de lecture, doivent être prises.

La détermination des espèces végétales non-identifiées peut s'effectuer directement sur le terrain à l'aide d'une flore et d'une loupe (x10 minimum). Dans le cas de critères délicats à appréhender *in situ*, l'identification se fera ultérieurement en laboratoire, avec un matériel adéquat (loupe binoculaire, microscope etc.), sur des échantillons prélevés si possible hors de la zone d'étude. Concernant les espèces rares ou protégées, la détermination devra se faire autant que possible sur photos ou *in situ* sans prélèvement.

Pour l'étude des étangs arrière-littoraux, le champ d'investigation taxonomique concerne les spermatophytes et ptéridophytes mais aussi les sphaignes, les autres bryophytes et lichens sont exclus car trop complexes à appréhender. Le référentiel taxonomique suivi est la version la plus récente de TaxRef (version 9 actuellement (GARGOMINY *et al.*, 2015). Les flores utilisées sont diverses : Flora Gallica (TISON *et al.*, 2014a), Flore du Pays Basque et des régions limitrophes (AIZPURU *et al.*, 1999), Flore de France méditerranéenne continentale (TISON *et al.*, 2014b), Flore descriptive et illustrée de la France, de la Corse et des contrées limitrophes (Tomes 1 à 3) (COSTE, 1901 ; COSTE & FLAHAULT, 1903 ; COSTE & FLAHAULT, 1906), Les fougères et plantes alliées de France et d'Europe occidentale (PRELLI & BOUDRIE, 2001), Handbook of European Sphagna (DANIELS & EDDY, 1990) et Mosses and liverworts of Britain and Ireland (ATHERTON *et al.*, 2010).

Le référentiel syntaxonomique des végétations utilisé est celui du CBNSA, version du 19/09/2017 (LAFON *et al.*, 2017).

Pour la mise en place et la lecture des végétations rivulaires des étangs arrière-littoraux, le matériel requis est le suivant :

- 2 piquets en bois imputrescible (ex : robinier) ;
- piquets en bois fin (6 minimum) ;
- cordes tressées ou rubalise (150 m minimum) ;
- quadrat élémentaire en PVC (1m de côté) ;
- décamètre(s) (50 m minimum) ;
- appareil GPS (GPS submétrique si possible) ;
- masse et marteau ;
- aquascope ;
- appareil photo ;
- Scie égoïne ;
- poches et flacons pour prélèvements des échantillons.

• Période optimale de suivi

Les végétations des rives d'étangs connaissent leur optimum phénologique assez tardivement entre début août et fin septembre ; c'est-à-dire la période durant laquelle la majorité du cortège floristique est au stade de floraison. Afin de noter et pouvoir identifier le maximum d'espèces, les inventaires et suivis doivent s'effectuer durant cette période (VANDEN BERGHEN, 1964 ; VANDEN BERGHEN, 1968 ; VANDEN BERGHEN, 1969 ; VANDEN BERGHEN, 1971 ; LE FOULER, 2012). En cas d'année particulièrement sèche avec des précipitations faibles durant l'hiver et le printemps précédent, une lecture dès le mois de juillet est envisageable.

• Nombre de campagne de relevés

Une seule campagne de relevés est réalisée pour chaque année de suivi. En effet, la quasi-totalité du cortège floristique des rives d'étangs étant observable dans le cas d'une lecture pendant la période phénologique optimale, la réalisation de plusieurs campagnes n'offre qu'un intérêt limité.

Comme pour les lagunes, les végétations des rives d'étangs et leur agencement résultent d'un blocage dynamique dû à la période d'immersion prolongée ; par définition, elles sont donc très peu dynamiques en absence de perturbations d'origine anthropiques directes (marnage important, eutrophisation). Néanmoins, elles pourraient être impactées en cas d'aléas climatiques extrêmes (forte sécheresse, canicule etc.) répétés plusieurs années de suite (obs. CBNSA). Pour ces raisons, le délai entre chaque campagne de suivis est fixé à 3 ans soit en 2018 et 2021. En fonction des premières analyses et retours d'expérience, ce délai pourra être rehaussé. En effet, les impacts du changement climatique sur ces milieux intervenant à une échelle de temps bien plus large, des suivis trop rapprochés ont peu d'intérêt.

• Fiche de relevés

Pour le suivi des communautés rivulaires d'étangs, une fiche de relevés par transect sera élaborée. Elle se basera sur la fiche conçue en 2012 pour le suivi de ces communautés (Annexe 41), modifiée et ajustée en fonction des ajustements du protocole.

5.10.2 Discussion

Les protocoles de suivis explicités plus haut étant au départ calibrés pour évaluer l'état de conservation des habitats, des compléments ou modifications pourront être adaptés pour mieux répondre à la problématique du changement climatique. Toutefois, ces protocoles semblent assez précis car intégrant plusieurs échelles spatiales et temporelles et permettant la détection de variations floristiques fines.

A l'inverse des lagunes, le protocole descriptif, consistant en la réalisation d'un inventaire floristique exhaustif sur l'emprise de la pièce d'eau couplé à un inventaire des végétations permettant de proportionner les différentes communautés, ne peut être mis en pratique dans le cas des étangs. En effet, la surface trop importante de ces habitats ne permet pas une analyse de terrain complète dans le temps imparti. En revanche, une cartographie paysagère à partir de la photo-interprétation d'images aériennes couplée à des images lidar pour les niveaux topographiques pourrait s'avérer intéressante mais demande une réflexion approfondie et des tests sur le terrain.

Dans le cas des végétations d'étangs arrière-littoraux, les analyses et la modélisation des effets du changement climatique porteront sur plusieurs aspects.

- Tout d'abord, le glissement des communautés végétales des ceintures externes vers les bas-niveaux topographiques, revenant à évaluer les différences de largeur de ceinture de chaque communauté.
- Ensuite, la régression et/ou disparition des espèces strictement aquatiques et amphibiennes ou d'affinités boréales.
- Enfin, la fréquence relative d'espèces plus mésotrophes, traduisant un enrichissement trophique des systèmes.

Une analyse des traits de vie des espèces et de leur spectre chorologique pour chaque site permettra, en lien avec les scénarios climatiques du GIECC (NAKICENOVIC *et al.*, 2000), de préciser la résilience des espèces présentant une sensibilité négative (diminution de la fréquence, extinction locale) et des systèmes amphibiens dans la région.

En 2018, le travail sur les communautés végétales de rives d'étangs arrière-littoraux se concentrera sur la mise en place de dispositifs de suivi et leur lecture dans de nouvelles zones non équipées et présentant un intérêt par rapport à la problématique. Les dispositifs de suivi préexistants et mutualisés avec le programme les sentinelles du climat feront également l'objet d'une lecture en 2018 afin d'avoir des données synchrones sur ces milieux.

5.11 Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*)

Auteurs : Jean-Yves Georges, Maud Berroneau, Contributeurs : Stéphanie Darblade, Didier Leveau, Christophe Coïc

La Cistude d'Europe *Emys orbicularis* est une petite tortue d'eau douce emblématique des zones humides et des milieux stagnants peu circulants. La répartition pan-européenne de la Cistude d'Europe suggère une certaine capacité d'adaptation face aux conditions climatiques. Par exemple, les femelles suivent la règle de Bergmann (BERGMANN, 1847) selon laquelle la taille corporelle adulte et la taille de la ponte sont positivement corrélées à la latitude, à l'inverse du nombre de pontes (Joos *et al.*, 2017) : les populations boréales, dont la saison de ponte relativement courte ne permet pas aux femelles plus d'une ponte par an, ont évolué vers des morphes plus grands, capables de stocker un plus grand nombre d'œufs. A l'inverse, dans les populations méridionales où la saison de ponte plus longue est favorable à des pontes doubles voire triples pour une même femelle, la taille adulte serait moins sujette à la sélection.

De par sa physiologie ectotherme, le cycle de vie de la Cistude d'Europe est directement tributaire des conditions thermiques : dates d'entrée/sortie en activité et en reproduction, budget-temps (repos, insolation, alimentation, déplacement), structure et dynamique de population (sexe déterminé par la température d'incubation, (PIEAU, 1975), etc. Par ailleurs, de par son écologie amphibie, la Cistude d'Europe est également tributaire des conditions hydriques, que ce soient les conditions d'humidité du sol sur les sites de ponte qui impactent le succès reproducteur, ou les risques d'assèchement des plans d'eau qu'elle exploite qui impactent le maintien, ou la dispersion, des individus. Ainsi, la Cistude d'Europe est susceptible d'être impactée, directement (par sa physiologie) et indirectement (par ses habitats terrestres et aquatiques), par le changement climatique à différents niveaux de sa morphologie, de sa phénologie, et de sa démographie.

La Région Nouvelle-Aquitaine est, à l'échelle du territoire national, la région accueillant le plus grand nombre de populations fonctionnelles de Cistude d'Europe, les plus grands effectifs, et une grande diversité d'habitats et de sites de ponte (voir Section « sélection des sites »). La région représente la limite entre les populations de cistudes de types français (haplotype IIa) et ibérique (VIb, (LENK *et al.*, 1999) dont les différences génétiques sont susceptibles de contribuer, au moins en partie, au schéma de Bergmann décrit précédemment. Enfin, les modèles climatiques suggèrent qu'au cours du 21^{ème} siècle, la région subira des changements marqués des conditions météorologiques et hydriques révélatrices de l'étendue des impacts liés au changement climatique à plus grande échelle : ainsi, selon le scénario RCP8.5 (scénario sans politique climatique) (GIEC, 2013), il est prédit (LE TREUT, 2013) :

1. Une poursuite du réchauffement de l'air qui pourrait atteindre 4°C à l'horizon 2071–2100 par rapport à la période 1976–2005 ;
2. Peu d'évolution des précipitations annuelles, mais des contrastes saisonniers, avec une diminution des précipitations estivales sur la seconde moitié du 21^{ème} siècle ;
3. La poursuite de la diminution du nombre de jours de gel et de l'augmentation du nombre de journées chaudes avec de l'ordre de 60 journées plus chaudes par rapport à la période 1976–2005 ;
4. L'assèchement des sols de plus en plus marqué en toute saison ;



5. Une augmentation de la fréquence et de l'intensité des entrées d'eaux maritimes lors d'événements exceptionnels (notamment vagues de submersion, tempêtes), avec, sur le long terme, salinisation de l'ensemble du réseau hydrique côtier par la montée du niveau de la mer et la diminution de l'apport d'eau douce continentale.

Nos connaissances actuelles sur la biologie et l'écologie de l'espèce, ectotherme dulçaquicole peu tolérante à l'assèchement et/ou à la salinisation du milieu, permettent de prédire d'éventuels impacts de ces évolutions climatiques sur les populations de Cistude d'Europe en Nouvelle-Aquitaine :

1. Liée à l'augmentation du nombre de journées chaudes, il est prédit une augmentation de la durée de la saison d'activité, conduisant à une augmentation du nombre de pontes par femelle et à une diminution de la taille de ponte associée, à long terme, selon la règle de Bergmann (1847), à une diminution de la taille corporelle adulte ;
2. Liée à la diminution des précipitations estivales, il est prédit un assèchement des mares et des sols, conduisant à une diminution de la disponibilité des zones humides favorables à la Cistude d'Europe et au succès reproducteur ;
3. Liée à la poursuite du réchauffement, il est prédit une augmentation de la température d'incubation des œufs, conduisant à la féminisation des populations (PIEAU, 1975) ;
4. Liée à la probable salinisation directe et/ou indirecte de son habitat et à la tolérance limitée de l'espèce aux eaux saumâtres, il est prédit une redistribution spatiale des noyaux de population ;
5. Lié à l'ensemble de ces facteurs, il est aujourd'hui impossible de prédire si l'augmentation du nombre de pontes attendu compensera une éventuelle diminution de la taille des pontes. Cependant, un assèchement des sols conduira probablement à une diminution du succès à l'éclosion, voire à un déplacement des sites de ponte et qu'un assèchement du réseau hydrique (notamment fossés et mares) conduira à un dysfonctionnement du cycle de vie (enchaînement et durée des phases d'hivernation/estivation, de reproduction/accouplement, de ponte), voire à terme à un mouvement des populations vers des zones potentiellement plus propices.

Le volet Cistude du programme les sentinelles du climat vise à tester ces prédictions et apporter les premiers éléments de réponse d'un éventuel impact du changement climatique sur les populations de cistudes de la Nouvelle-Aquitaine. En 2017, une étude préliminaire a été conduite pour tester la faisabilité de :

- en lien avec la première prédiction, détecter les pontes pour définir la saison de ponte ;
- en lien avec la deuxième prédiction, localiser les habitats critiques terrestres et aquatiques de vie des cistudes ;
- en lien avec les dernières prédictions, localiser les sites de ponte pour mettre en œuvre un suivi des conditions de développement et du succès reproducteur.

5.11.1 Matériel et méthodes

- Sélection des sites

Trois premiers sites ont été retenus pour mener une étude exploratoire de la phénologie et des sites de ponte de la Cistude d'Europe par télémétrie spatiale GPS en lien avec les conditions météorologiques en Nouvelle-Aquitaine (Fig. 188). Cette étude est une preuve de concept de l'utilisation, à l'échelle d'une région, de la méthode validée à l'échelle d'un site (GEORGES & ROY, s. d.). Pour la première année, les sites ont été sélectionnés sur un secteur volontairement réduit, à l'échelle de la seule ex-Aquitaine. L'étude sera éventuellement étendue à l'ensemble de la Nouvelle-Aquitaine en fonction des premiers résultats et des possibilités logistiques et partenariales réelles d'extension sur les autres anciennes régions de l'actuelle Nouvelle-Aquitaine.

Le choix de ces trois premiers sites se justifie par les raisons suivantes :

1. Ce sont des populations d'importance majeure à l'échelle de l'ex-Aquitaine, exploitant des habitats contrastés représentatifs de la région susceptibles de répondre différemment face aux effets variés du changement climatique ;
2. Ces populations sont situées sur des espaces naturels protégés bénéficiant de plans de gestion qui garantissent la pérennité des suivis. Ces populations ont déjà fait l'objet d'un suivi qui permet d'établir un état initial en début d'étude.



Sites de suivis de la Cistude d'Europe.

Fig. 188. Situation géographique des zones prospectées de l'habitat zones humides dans le cadre du suivi de la Cistude d'Europe.

- Description des sites choisis

Trois sites ont été choisis, pour cette étude exploratoire, en concertation entre Cistude Nature, acteur historique des suivis Cistude en Aquitaine, et l'IPHC, et après acceptation par les gestionnaires des sites.

Le site des Sources (Fig. 189) est représentatif de l'habitat zones humides en milieu circulant, susceptible d'être affecté par des épisodes d'assèchements et d'inondations. Il fait l'objet d'un plan de gestion et abrite une population de cistudes suivies par Cistude Nature depuis 2004.

Le site du Teich (Fig. 189) est situé sur la Réserve Ornithologique du Teich. Il illustre les cas de zones humides spatialement restreintes (enclavées par des zones saumâtres inappropriées à la Cistude d'Europe) susceptibles d'être impactées par des entrées d'eau marines lors d'évènements exceptionnels comme ceux de 1999 où les digues ont cédé à la houle, mais également sur le long terme par la salinisation progressive des bassins (montée du niveau de la mer, diminution de l'apport en eau douce continentale). La population du Teich est suivie depuis 2016.

Le site de l'Etang Noir (Fig. 189) est situé sur la Réserve Naturelle Nationale de l'Etang Noir. Il est représentatif d'une zone humide stagnante, a priori protégée d'évènements à risques : l'Etang Noir constitue le témoin de cette étude. La population de l'Etang Noir est suivie depuis 2015.

Ces 3 sites (Fig. 189) permettent ainsi d'aborder la question de la vulnérabilité des habitats de la Cistude d'Europe face aux effets attendus du changement climatique, par 3 approches :

- les risques d'assèchement des prairies et des abords (digue, etc.), milieux favorables à la ponte et à la dispersion, en particulier sur le site des Sources et l'Etang Noir ; la fréquence et l'intensité de ces assecs étant supposées augmenter avec le changement climatique ;
- à l'inverse, les risques d'inondation des sites de ponte, dont la fréquence et l'intensité sont également supposées augmenter avec le changement climatique en alternance avec les forts assecs ;
- les risques de salinisation des mares et étangs, en particulier sur le site du Teich, par entrées d'eaux marines et diminution d'apport en eau douce continentale.

Ces critères de sélection et les caractéristiques des sites étudiés sont résumés ci-dessous dans les 0 et Tab. LXXXVIII et illustrés dans la Fig. 189.

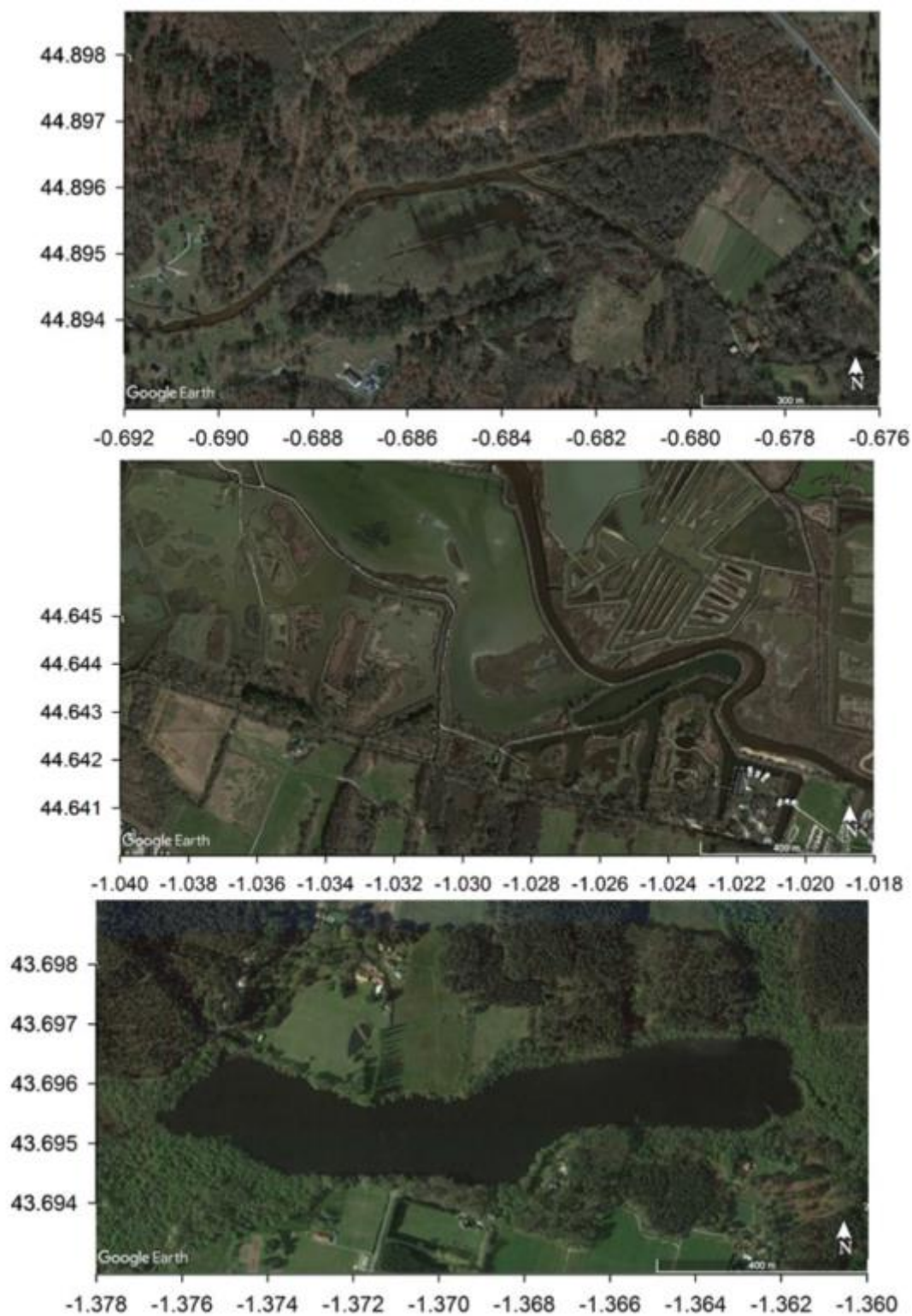


Fig. 189. Situation géographique des sites d'études validés de l'habitat zones humides dans le cadre du suivi de la Cistude d'Europe (de haut en bas : Site des Sources, Site du Teich, Site de l'Etang Noir).



Tab. LXXXVII. Critères de sélection des sites de l'habitat zones humides dans le cadre du suivi de la Cistude d'Europe.

N° site	Dénomination	Hydrologie	Risques possibles liés au CC	Plan de gestion	Population suivie depuis
1	Site des sources	Douce circulante	Inondations, assèchements	Oui	2004
2	Site du Teich	Douce à saumâtre	Salinisation exceptionnelle	Oui	2016
3	Site de l'Étang noir	Douce stagnante	Risques limités (site témoin)	Oui	2015

Tab. LXXXVIII. Caractéristiques des sites étudiés de l'habitat zones humides dans le cadre du suivi de la Cistude d'Europe.

Département Commune	Dénomination	Type d'habitat	Superficie	Statut	Code statut	Propriétaire Gestionnaire	Accord	Structure de suivi et nom de l'observateur
33, Le Haillan	Les Sources	Zones humides	238 ha	N2000	FR-7200805	Syndicat Intercommunal des Jalles de Landes à Garonne	oui	Cistude Nature, Maud Berroneau
33, Le Teich	Le Teich	Zones humides	110 ha	ZNIEFF 1	FR-720002370		oui	Réserve Ornithologique du Teich, Didier Leveau
40, Seignosse/Tosse	Étang Noir	Zones humides	52 ha	ZNIEFF 1 et 2	FR-720000963 FR-720001983	Syndicat mixte de gestion des milieux naturels	oui	Réserve Naturelle Nationale de l'Étang Noir, Stéphanie Darbade

• Définition et positionnement des points d'échantillonnage

Les points d'échantillonnage se font à deux niveaux (Tab. LXXXIX, Fig. 190, Annexe 42):

- Sur le terrain, les points de piégeage de cistudes sont établis selon la méthode standard de capture/marquage/recapture (CMR) habituellement utilisée pour les suivis démographiques. Les instruments de piégeage sont des nasses à double-entrée, classiquement utilisées pour les suivis de tortues d'eau douce (PRIOL, 2009). Les nasses sont placées sur les secteurs connus pour être fréquentés par les cistudes. Elles sont systématiquement munies d'un appât, d'un flotteur et d'une plaque plastifiée d'identification. Chaque nasse est géoréférencée au moment de sa pose sur un support fixe, d'où elle est retirée en dehors de sessions de piégeage et replacée au plus près lors des sessions successives. Les sessions de piégeage sont de 5 jours, échelonnées toutes les 3-4 semaines (selon les sites), de mars à septembre 2017.

- Toutes les cistudes adultes femelles ainsi capturées et faisant plus de 450 g sont équipées d'un GPS miniaturisé (modifié à l'IPHC, masse finale 20 g ; (GEORGES & ROY, s. d.). Les GPS sont programmés pour enregistrer, toutes les heures, sans cycle de repos, la position horodatée des animaux émergés (un GPS immergé ne fournit pas d'information). Ce protocole d'échantillonnage permet une autonomie théorique des batteries de 24 jours, compatible avec la fréquence des sessions de piégeage par CMR. Les GPS sont ainsi remplacés lors des sessions de CMR successives.



Tab. LXXXIX. Caractéristiques des échantillonnages par piégeage à la nasse de l'habitat zones humides dans le cadre du suivi de la Cistude d'Europe

Dénomination du site	Longueur linéaire piégée (en m)	Altitude (en m)	Point GPS de départ (Long/Lat)	Point GPS d'arrivée (Long/Lat)	Nb jours de piégeage	Nb pièges	Total [Pièges*jours]
Les Sources	1500	30	44.895669°/-0.677473°	44.895397°/-0.687687°	37	35	1295
Le Teich	400	0	44.641444°/-1.022324°	44.644199°/-1.035801°	45	25	1125
L'Étang Noir	4000	10	43.696181°/-1.361765°	43.695481°/-1.376577°	30	36	1080

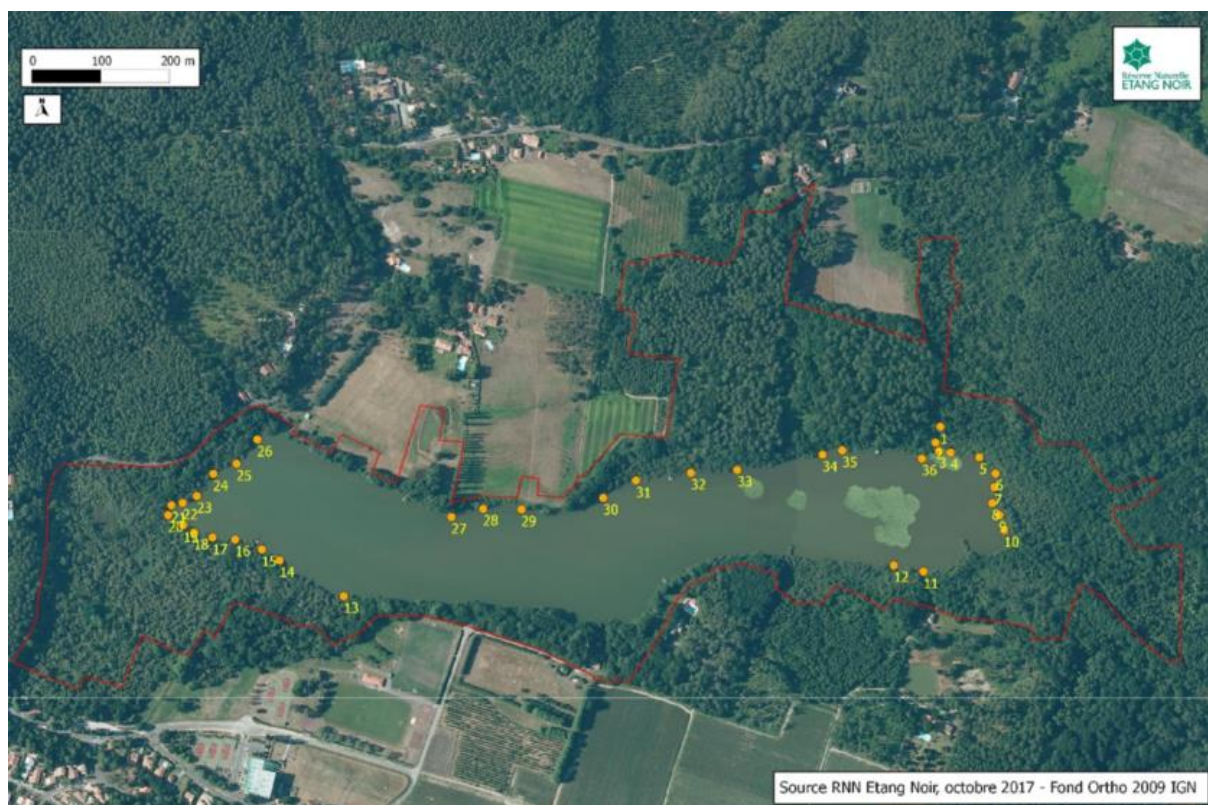


Fig. 190. Un exemple de situation des pièges de l'habitat zones humides dans le cadre du suivi de l'espèce Cistude d'Europe sur photographie aérienne.

- Méthode de relevés et détermination des espèces

Le protocole standard établi par Georges & Roy (soumis) a été mis en place sur les 3 sites :

A chaque capture, chaque Cistude fait l'objet des suivis suivants :

- Identification : à l'aide des marques individuelles sur carapace utilisées dans le cadre de la CMR ;
- Etat de santé :
 - o Morphométrique : observation directe de la dossière, du plastron et des parties molles avec photographies des anomalies externes ;
 - o Biométrique : mesure de la masse corporelle (à l'aide d'une balance plateau ; $\pm 1g$), de la longueur et largeur de la dossière et du plastron (à l'aide d'un pied à coulisse ; $\pm 1mm$) ;
- Pose de GPS :
 - o pour les femelles de masse corporelle $> 450 g$, la carapace est nettoyée à l'emplacement de fixation du GPS à l'aide d'un papier de verre et d'acétone pour retirer les éventuels épibiontes et dégraisser la surface où sera fixée l'unité ;
 - o un système de support est fixé sur la carapace à l'aide d'une colle bi-composant type Araldite à prise rapide ; ce système permet de fixer et de remplacer facilement les GPS lors des captures successives ;
 - o un émetteur VHF est fixé (uniquement sur le Site des Sources en 2017) pour faciliter la localisation (et donc a priori la recapture) des cistudes équipées de GPS ; les émetteurs VHF ayant une autonomie de plusieurs mois, ils sont directement fixés sur la carapace à l'aide de la même colle ;
 - o une fois équipé, l'animal est maintenu isolé dans une caisse à l'abri de la lumière et de la chaleur jusqu'à durcissement de la colle ; il est surveillé par un observateur dédié jusqu'à son relâcher ;
 - o l'animal équipé est pesé et photographié avant d'être relâché ;
 - o les date/heure et lieu de la capture et du relâché sont notés : l'animal est relâché sur son lieu de capture.

Ces informations étaient reportées sur des fiches individuelles de relevés présentés plus bas (Fig. 191).

Les actions de terrain ont été majoritairement menées par les agents des sites, après qu'ils aient bénéficié d'une formation initiale selon Georges & Roy (soumis) faite en début de saison par JY Georges, qui est intervenu épisodiquement sur site en fonction des besoins exprimés par les partenaires.



Fig. 191. Un exemple de déploiement de GPS dans l'habitat zones humides dans le cadre du suivi de la Cistude d'Europe (JYGeorges ©).



A chaque recapture d'une Cistude équipée d'un GPS, le GPS est retiré et remplacé par un nouveau. Les GPS sont déchargés le jour même au bureau et les batteries rechargées pour un redéploiement ultérieur. Le nom de fichier de sauvegarde des données GPS suit le format « emys_site_aaaammjj_gpsbbb.csv », où « _ » sépare les champs d'information suivants :

- site est le nom du site : 4 lettres, en minuscule :
 - o sour pour le Site des Sources
 - o teic pour le site du Teich
 - o etan pour le site de l'Etang Noir
- aaaammjj est la date de récupération du GPS, sous le format année/mois/jour : 8 chiffres; exemple : 20170329 pour le 29 mars 2017.
- bbb est l'identité de la Cistude d'Europe : 3 chiffres ; exemple : 007.

- **Conditions météorologiques requises**

Compte tenu des autres missions des personnes en charge sur le terrain, les sessions de CMR ont été planifiées en début de saison pour toute la durée de la saison, sans pouvoir préfigurer des conditions météorologiques aux dates initialement choisies. Ainsi, certaines sessions de CMR n'ont pas bénéficié des conditions optimales (à savoir temps calme, sec, ensoleillé). Cependant, une CMR de Cistude peut se faire dans n'importe quelles conditions météorologiques, mais l'efficacité des captures peut souffrir de conditions météorologiques ventées et humides, sans que cela n'ait jamais été quantifié.

- **Nombre de campagne de relevés**

Les sessions de piégeage étaient de 5 jours, échelonnées toutes les 3-4 semaines (selon les sites), de mars à septembre 2017. Sur le site des Sources, des prospections supplémentaires étaient menées lorsque la météo semblait favorable à des captures manuelles (Tab. XC).

Tab. XC. Caractéristiques des campagnes de relevés 2017 de l'habitat zones humides dans le cadre du suivi de la Cistude d'Europe

Effort de piégeage	Site des Sources	Site du Teich	Site de l'Etang Noir
	27/03-07/04	03-07/04	17-21/04
	24-28/04	24-28/04	08-12/05
	15-19/05	15-19/05	19-23/06
	05-09/06	05-09/06	10-14/07
	26-30/06	26-30/06	31/07-04/08
	17-21/07	17-21/07	21-25/08
		07-11/08	
		28/08-01/09	
		18-22/09	
Nombre de jours	37	45	30
Nombre de nasses	35	25	36
Nasses*jour	1295	1125	1080

• Fiche de relevés

Les 3 sites utilisaient les fiches de terrain établies par Cistude Nature (PRIOL, 2009). Ces fiches permettent, à court terme, de noter les informations relatives à chaque capture (identité, type de marquage, morphologie, biométrie, sites et conditions de capture) et à chaque déploiement/récupération de GPS (n° GPS, date/heure de pose et dépose). A long terme, ces fiches de relevés contribuent à la base de données du suivi démographique de chaque population (Annexe 43).

• Analyses et statistiques

Les données GPS ont été analysées à l'aide d'une boîte à outils développée sous Matlab® (Georges, non publié, Fig. 192). L'analyse permet, dans le cadre de cette étude, de :

- nettoyer les données GPS et retirer les outliers ;
- reconstruire les déplacements des animaux (Fig. 192 en haut à gauche) ;
- replacer ces traces sur une carte fournie par les partenaires, ou à défaut, sur une carte GoogleEarth ;
- identifier les évènements de ponte probable (horodatés et localisés) en considérant que les positions nocturnes sont, chez les femelles adultes, potentiellement associées à un comportement de ponte (Fig. 192, données nocturnes en rouge, données diurnes en bleu).

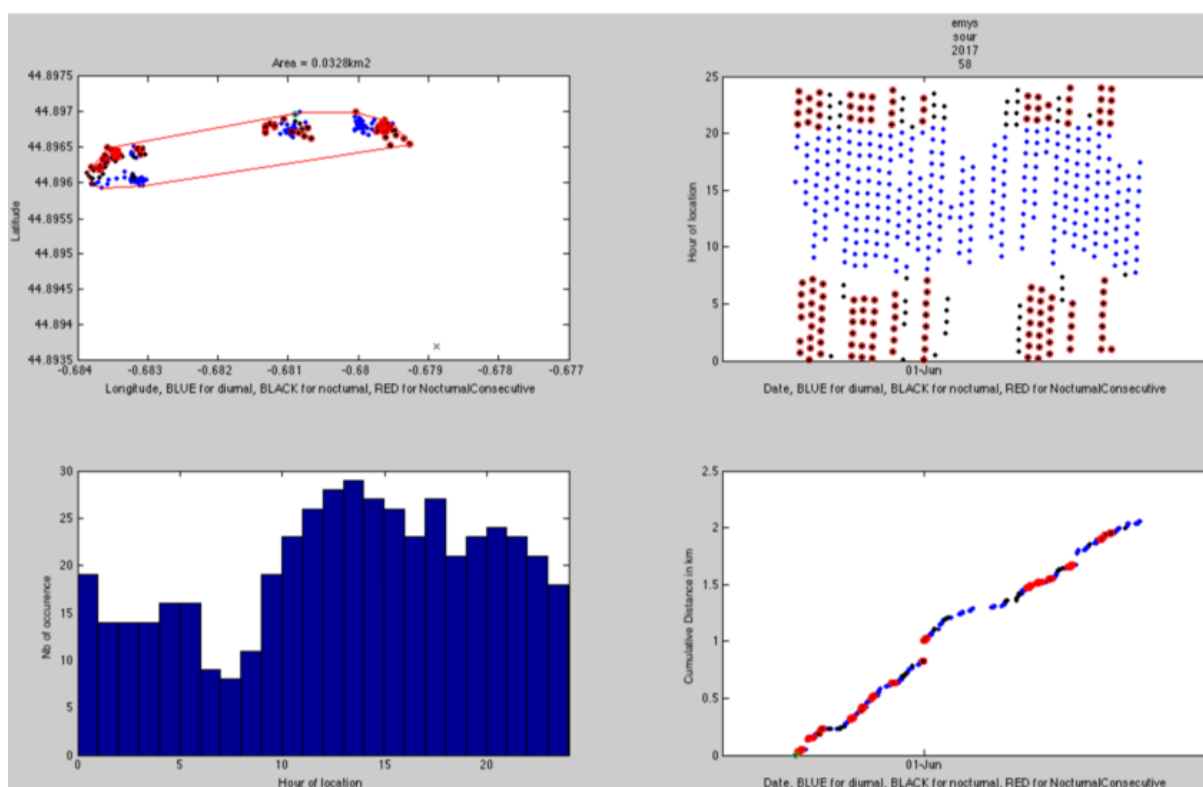


Fig. 192. Exemple de représentation graphique des résultats d'un suivi individuel dans l'habitat zones humides dans le cadre du suivi de la Cistude d'Europe.

5.11.2 Résultats exploratoires

- Bilan des captures, déploiements et recaptures

Sur les Sources, 6 sessions de CMR ont été menées du 29 mars au 21 juillet 2017, à intervalles de temps irréguliers : 9 cistudes ont été équipées de GPS, parmi lesquelles 5 ont été recapturées (taux de recapture 55%) dont 4 re-équipées. Plusieurs captures et recaptures ont été faites à la main, lors de prospections ponctuelles de la zone.

Sur le Teich, 9 sessions de CMR ont été menées du 3 avril au 22 septembre 2017, toutes les 3 semaines : 6 cistudes ont été équipées de GPS, parmi lesquelles 4 ont été recapturées (taux de recapture 67%) dont 1 re-équipée.

Sur l'Etang Noir, 6 sessions de CMR ont été menées du 17 avril au 25 août 2017, toutes les 4 semaines : 5 cistudes ont été équipées de GPS, parmi lesquelles 3 ont été recapturées (taux de recapture 60%) dont 2 re-équipées. Une capture a été faite de manière opportuniste à la main lors d'une intervention pédagogique sur la zone.

- Bilan des données gps obtenues

Le Tab. XCI ci-dessous présente le bilan des données GPS obtenues en 2017 pour chaque site. Il illustre pour chaque individu (en ligne, identité en colonne 2), l'effort de re-équipement (colonne 2), la durée du suivi GPS (colonnes 3 à 5), le nombre de données GPS obtenues (colonne 6) ainsi que des informations de base sur les déplacements. Ces informations sont résumées sous forme de carte (Fig. 193-Fig. 194).

Tab. XCI. Bilan des données GPS obtenues lors des campagnes de relevés de l'habitat zones humides dans le cadre du suivi de la Cistude d'Europe

Site	Identité (Nb de captures)	Début_Suivi	Fin_Suivi	Durée_Suivi_j	Nb_loc_G PS	Nb_loc/j	DistCumul_ée_km	Domaine_km 2
sour	33(2)	29/03	18/07	111,1	602	5,4	3,43	0,21
sour	56(2)	07/04	07/06	61,3	490	8,0	2,28	0,02
sour	58(1)	19/05	21/06	33,1	479	14,5	2,05	0,03
sour	70(3)	29/03	28/07	120,9	1636	13,5	2,57	0,02
sour	102(1)	16/05	27/06	41,6	672	16,1	3,81	0,06
teic	7(1)	20/06	15/07	24,6	168	6,8	0,47	0,01
teic	212(1)	12/04	26/05	43,8	378	8,6	0,89	0,01
teic	231(2)	11/04	09/06	59,1	479	8,1	0,73	0,00
teic	250(1)	21/06	17/07	25,9	125	4,8	0,48	0,00
etan	3(2)	19/04	12/07	83,9	569	6,8	3,80	0,19
etan	8(1)	11/05	12/06	32,1	395	12,3	4,54	0,14
etan	12(1)	01/06	13/07	41,8	196	4,7	3,63	0,15

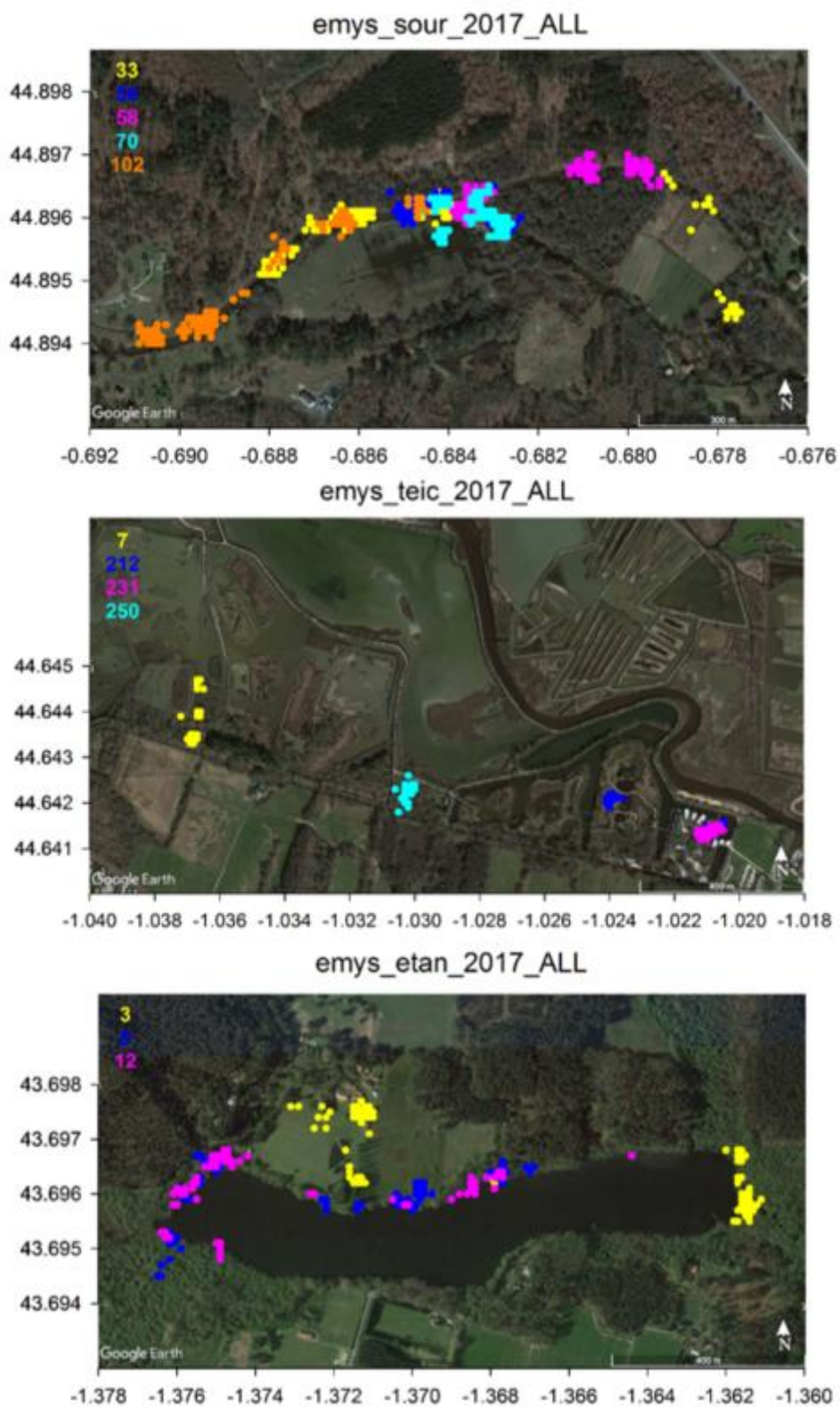


Fig. 193. Situation géographique des positions GPS (diurnes et nocturnes, une couleur par individu) obtenues sur l'habitat zones humides dans le cadre du suivi de la Cistude d'Europe (de haut en bas : Site des Sources, Site du Teich, Site de l'Etang Noir).

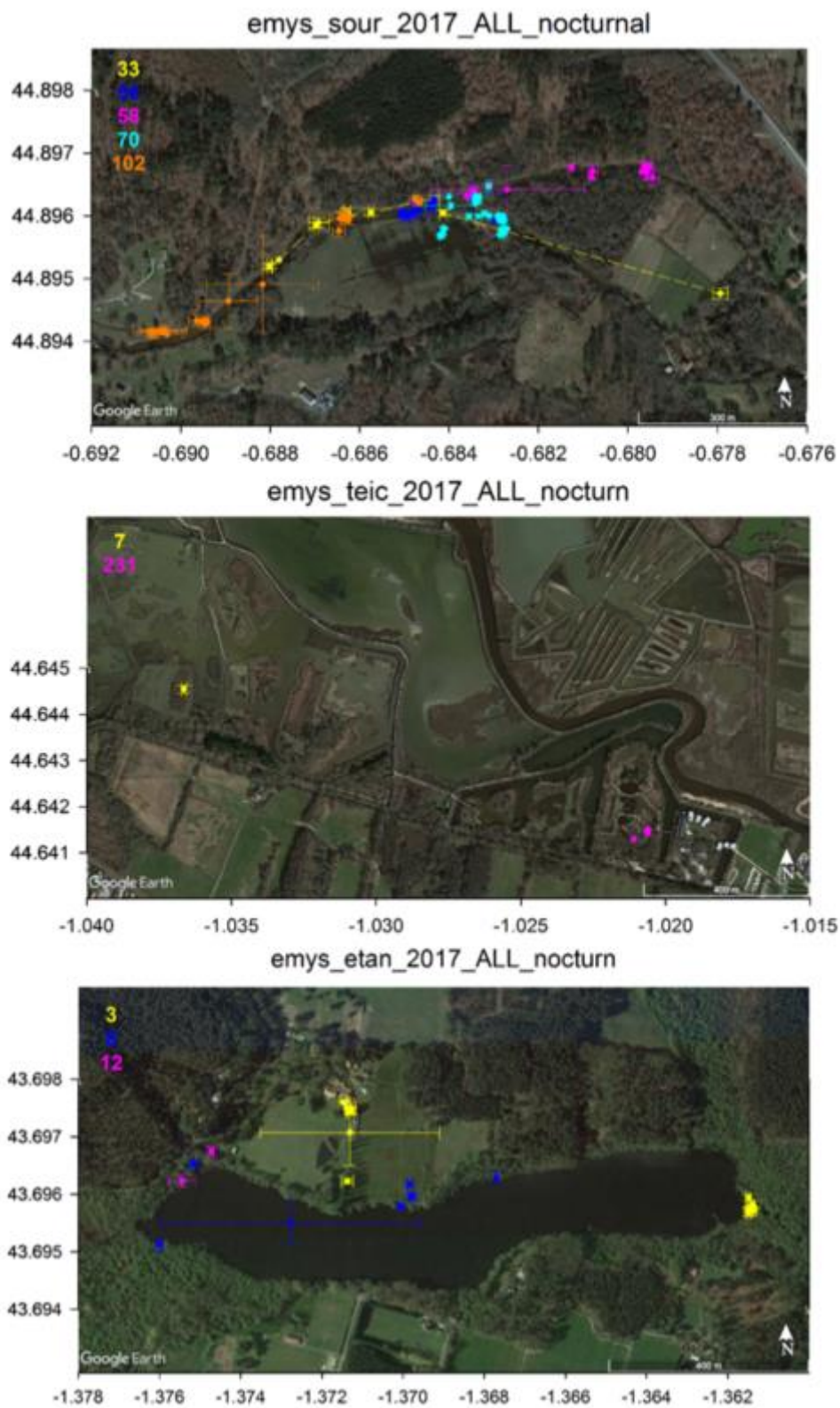


Fig. 194. Situation géographique des positions GPS nocturnes (moyenne \pm ET, une couleur par individu) obtenues sur l'habitat zones humides dans le cadre du suivi de la Cistude d'Europe (de haut en bas : Site des Sources, Site du Teich, Site de l'Etang Noir).

- Estimation des évènements de pontes probables

L'analyse fine des données GPS nocturnes a permis d'identifier les évènements de pontes probables, de les dater et de les localiser (plusieurs positions GPS étant obtenues lors d'une nuit donnée, une position moyenne \pm écart-type est calculée). A l'exception des cistudes 212 et 250 du Teich, toutes les cistudes (soit 83%) ont présenté des comportements émergés nocturnes, suggérant qu'elles ont tenté de pondre. L'interprétation des données des cistudes 56 et 102 du site des Sources est délicate et ne permet pas, à ce stade du développement de l'analyse, de conclure à d'éventuelles pontes. Parmi les 8 cistudes ayant probablement pondu, les cistudes 33, 58 et 70 du Site des Sources semblent avoir pondu à deux reprises sur des zones plus ou moins éloignées (Tab. XCII).

Tab. XCII. Estimation (dates de montée et position [moyenne \pm Ecart-Type]) des évènements de pontes probables lors des campagnes de relevés de l'habitat zones humides dans le cadre du suivi de la Cistude d'Europe

Site	Identité	Taille (cm)	Date	Latitude (°)	Longitude (°)
sour	33	143	21/06/17	44,89606 \pm 0,00005	-0,68574 \pm 0,00005
sour	33	143	09/07/17	44,89530 \pm 0,00000	-0,68780 \pm 0,00000
sour	56	160	?		
sour	58	145	28/05/17	44,89670 \pm 0,00000	-0,67970 \pm 0,00000
sour	58	145	14/06/17	44,89649 \pm 0,00003	-0,68310 \pm 0,00000
sour	70	144	18/05/17	44,89630 \pm 0,00000	-0,68400 \pm 0,00000
sour	70	144	01/07/17	44,89570 \pm 0,00000	-0,68285 \pm 0,00005
sour	102	144	?		
teic	7	153	21/06/17	44,64455 \pm 0,00008	-1,03665 \pm 0,00008
teic	212	154	Pas de ponte		
teic	231	145	28/05/17	44,64144 \pm 0,00005	-1,02061 \pm 0,00004
teic	250	145	Pas de ponte		
etan	3	164	25/05/17	43,69576 \pm 0,00005	-1,36143 \pm 0,00005
etan	8	162	30/05/17	43,69629 \pm 0,00011	-1,36770 \pm 0,00000
etan	12	140	10/06/17	43,69674 \pm 0,00007	-1,37472 \pm 0,00007

5.11.3 Discussion

Cette étude préliminaire a permis de prouver la faisabilité, à partir d'un protocole original (Georges & Roy, soumis), d'une étude multi-sites de la phénologie de la reproduction et des sites de ponte chez la Cistude d'Europe. Plus précisément, les 3 objectifs initiaux ont été atteints :

– **des pontes ont été détectées.** En 2017, les pontes se sont étalées du 18 mai au 9 juillet. Ces dates sont en cohérence avec les observations historiques dans la région (PRIOL, 2009). Le suivi individuel a permis d'identifier 3 individus ayant réalisé des double-pontes probables. Les effectifs limités ne permettent pas de tester un éventuel lien entre double-ponte et taille des femelles. Le fait que ces double-pontes n'aient été observées que sur le seul site des Sources en 2017 soulève la question de l'éventuelle contribution génétique au phénomène : une **étude de la génétique des populations** pourrait permettre de distinguer la contribution des caractéristiques génétiques (type français versus ibérique, ces dernières étant supposées faire plus de pontes de petite taille) et des caractéristiques individuelles (taille corporelle) sur la phénologie de la reproduction. Le site des Sources est déjà connu pour abriter une population au brassage génétique non négligeable : le milieu courant de la Jalles côtoyant de grandes villes en amont et en aval, des individus extérieurs à la population ont été relâchés par des particuliers au cours des dernières décennies. Il sera donc intéressant de vérifier si ce constat de double-pontes s'observe sur d'autres sites d'études ces prochaines années afin d'établir une corrélation avec la génétique.

– **des zones de vie terrestres (et aquatiques) des cistudes ont été localisées.** Les GPS utilisés dans cette étude permettent d'horodater les positions des animaux émergés (à terre, notamment lors de déplacements, de la dispersion ou encore, chez les femelles, du comportement de ponte, ou en insolation aquatique lorsque le haut de la carapace est hors de l'eau). Le croisement de ces données avec les cartographies des habitats des sites suivis permettra d'identifier des zones de vie terrestres et aquatiques. Cela permettra sur le long terme de caractériser les habitats critiques de l'espèce et d'identifier les risques potentiels liés aux effets du changement climatique sur la modification ou la perte de ces habitats prédits en début de document. A ce jour, il n'existe pas de données équivalentes pour comparer nos résultats sur l'ensemble des sites. Par la suite, pour améliorer les taux de recapture des animaux équipés, des émetteurs VHF doivent être associés aux GPS. Par ailleurs, un **suivi de la température de l'eau et de l'air des habitats critiques à l'aide de sondes autonomes** paraît nécessaire. De plus, les GPS ne fournissant qu'une position par heure sans information sur le comportement des animaux entre deux positions, un **suivi du comportement individuel et de température interne à l'aide d'enregistreurs miniaturisés implantés** paraît nécessaire. Ces enregistreurs implantés ayant une autonomie d'un an, l'analyse combinée des données environnementales (météo, température de l'eau), physiologiques (température interne) et comportementales permettra d'identifier les dates de début/fin de saison d'activité et les stratégies comportementales adoptées par les cistudes face à d'éventuelles variations des conditions thermiques et/ou hydriques représentatives des effets du changement climatique.

– **des sites de ponte ont été localisés.** Ces sites seront également replacés sur les cartes habitats lorsque celles-ci auront été transmises par les partenaires de terrain, afin de caractériser les habitats de ponte et identifier les risques potentiels liés aux effets du changement climatique. A ce jour, il n'existe pas de données équivalentes pour comparer nos résultats sur l'ensemble des sites. Par la suite, un **suivi des conditions thermiques du sol au niveau des nids** paraît nécessaire pour évaluer le sex-ratio des pontes et l'éventuelle féminisation prédite des populations en lien avec le réchauffement climatique. Un **suivi des nids** permettra par ailleurs d'évaluer le succès reproducteur. Si les prochaines



sessions de terrain prouvent la faisabilité de suivre suffisamment de nids localisés par GPS ou par des prospections de terrain, il sera envisageable de débiter un suivi individuel, depuis leur naissance, des jeunes cistudes produites au cours de ce programme et de déterminer *a posteriori*, dès l'apparition des premiers caractères sexuels vers 4-5 ans d'âge, le sex-ratio effectif, en lien avec les conditions d'incubation.

6. Indicateurs biologiques des écosystèmes forestiers

6.1 Communautés végétales de forêts à hêtre de plaine

Auteurs : Kévin Romeyer, Pierre Lafon, Laurent Chabrol, Contributeur : Grégory Caze

Les forêts à Hêtre (*Fagus sylvatica*) de plaine forment des habitats intéressants à suivre par rapport au changement climatique car particulièrement sensibles à des épisodes de sécheresses et de canicules plus intenses (LEBOURGEOIS *et al.*, 2005 ; PIEDALLU *et al.*, 2009 ; MARAGE & GEGOUT, 2010 ; BERTRAND, 2012). En effet, le Hêtre et la flore typique qui l'accompagne trouvent leur optimum dans les régions plus froides et plus arrosées telles que le nord et l'est de la France ainsi que les massifs montagneux (Fig. 195). Les forêts à Hêtre de plaine sont donc relictuelles de climats plus frais en Nouvelle-Aquitaine. Elles sont très localisées et se développent à la faveur de conditions atmosphériques plus fraîches sur des versants exposés au nord ou en fond de vallon. Ces forêts abritent une flore particulière d'affinités montagnardes avec de nombreuses espèces rares au niveau régional (*Carex digitata*, *Euphorbia hyberna*, *Erythronium dens-canis* *etc.*). Leur relative fragilité aux phénomènes climatiques et les pratiques sylvicoles productivistes ont fortement contribué à leur régression ces dernières décennies. A l'avenir, elles pourraient disparaître ou se raréfier au profit de végétations forestières plus sèches et plus thermophiles à travers un remplacement d'espèces (BERTRAND, 2012).

Pour identifier et mesurer les effets du changement climatique sur les communautés végétales de hêtraies, l'objectif est de suivre dans le temps et dans l'espace : 1- leur régénération (densité des semis, mortalité) et 2- leur composition floristique (diversité spécifique, cortèges indicateurs, fréquence relative des espèces, spectre chorologique).

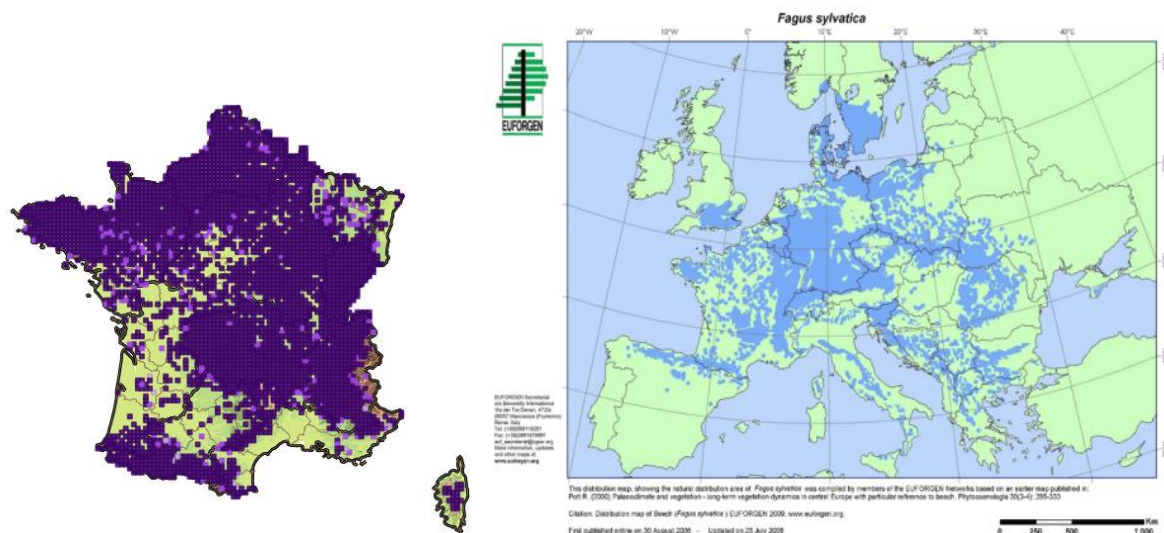
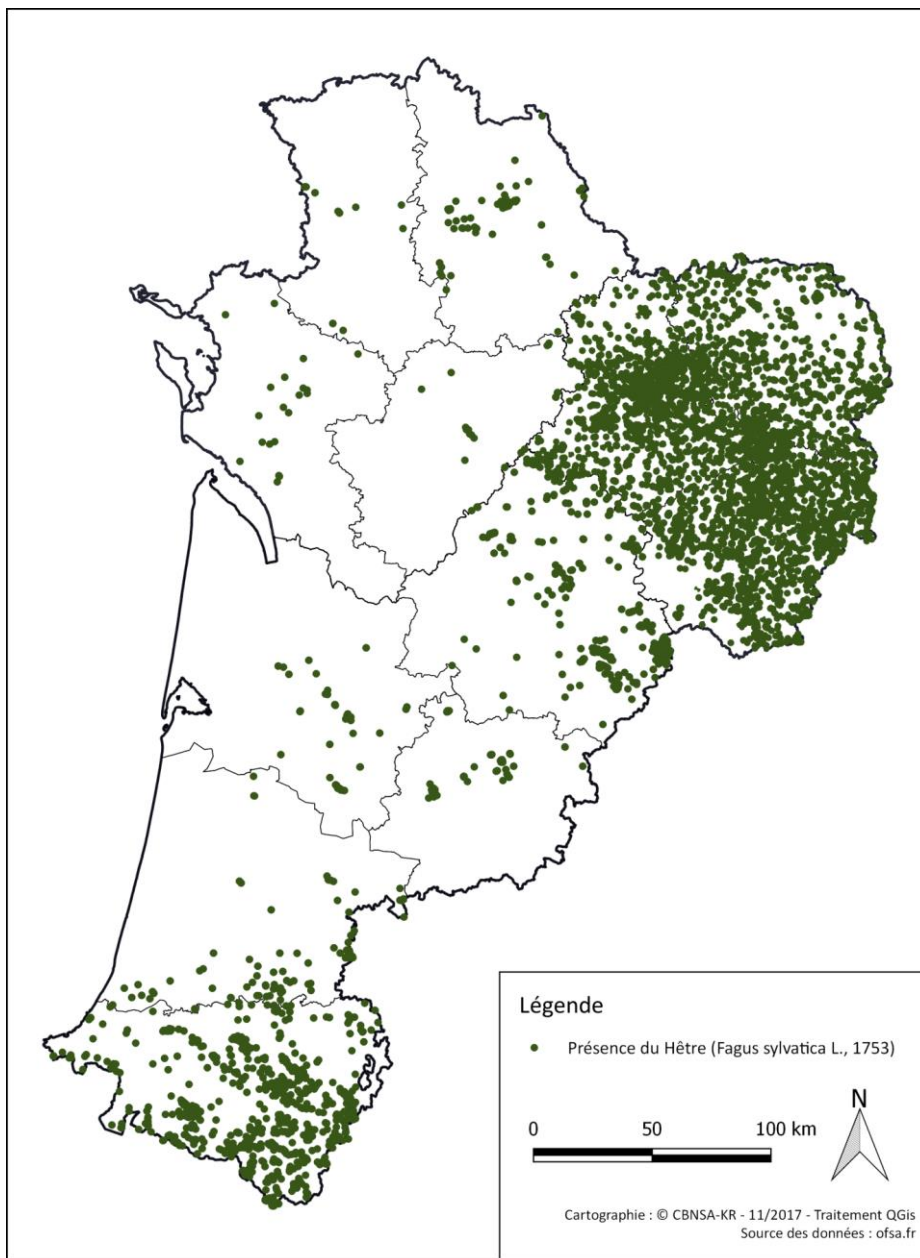


Fig. 195. Cartes de répartition du Hêtre (*Fagus sylvatica* L., 1753) en France (Source : FCBN, 2016) et en Europe (Source : EUFORGEN, 2009).

6.1.1 Matériel et méthodes

- Sélection des sites

En Nouvelle-Aquitaine, le Hêtre est assez fréquent dans les secteurs sous influences montagnardes et à précipitations importantes telles que le Limousin ou le piémont pyrénéen ; il est en revanche nettement plus dispersé dans le cœur du bassin aquitain (Fig. 196). Au sein de cette zone de plaine, il forme rarement des peuplements étendus et bien structurés (LAPRAZ, 1963 ; ROISIN, 1967 ; BESANÇON *et al.*, 1971 ; COMPS *et al.*, 1980a ; COMPS *et al.*, 1980b ; SAVOIE, 1982 ; BOTINEAU *et al.*, 1985 ; COMPS *et al.*, 1986 ; E SILVA, 2010 ; RENAUX *et al.*, 2015); obs. CBNSA). De tels peuplements ne se retrouvent qu'à la faveur de conditions locales favorables : pluviosité et/ou humidité atmosphérique importante.



Zones d'expression potentielles des communautés végétales à Hêtre en Nouvelle-Aquitaine

Fig. 196. Situation géographique des zones d'expression des communautés végétales de forêt à Hêtre en Nouvelle-Aquitaine.

L'identification des sites de suivi favorables s'appuie essentiellement sur les zones de présence du Hêtre renseignées dans l'Observatoire de la Biodiversité Végétale de Nouvelle-Aquitaine (OBV atlas en ligne : *ofsa.fr*) et la connaissance de terrain des partenaires et gestionnaires. Ensuite, l'étude de la bibliographie (LAPRAZ, 1963 ; ROISIN, 1967 ; BESANÇON *et al.*, 1971 ; COMPS *et al.*, 1980a ; COMPS *et al.*, 1980b ; SAVOIE, 1982 ; BOTINEAU *et al.*, 1985 ; COMPS *et al.*, 1986 ; E SILVA, 2010 ; RENAUX *et al.*, 2015) a permis de connaître les variations floristiques des différentes communautés ainsi que leur répartition respective. Ces 2 approches ont permis de dégager des secteurs d'intérêt.

En complément, des prospections de terrain ont été réalisées dans certains secteurs de l'ex-région Aquitaine en 2016 et 2017 (Annexe 44), à travers une étude typologique des communautés forestières à Hêtre, afin d'identifier les sites d'intérêt pour la mise en place de dispositifs. Ces prospections phytosociologiques ont permis d'avoir un premier aperçu de la variabilité écologique et floristique des communautés à Hêtre et serviront pour l'établissement du plan d'échantillonnage de l'année 2018. Il faut distinguer principalement deux types de forêts à Hêtre selon la nature du sol : les Hêtraies acidiphiles, bien représentées dans le Limousin, abritant des cortèges floristiques relativement pauvre et relativement bien connues phytosociologiquement (CHABROL & REIMRINGER, 2011) ; et les Hêtraies acidiphiles à neutrophiles, abritant une flore plus riche et localisée plutôt dans le piémont pyrénéen.

Les critères de sélection des sites de suivi des communautés végétales à Hêtre sont les suivants :

- représentativité du territoire ;
- variabilité des communautés ;
- surface continue et homogène de peuplement forestier (minimum à définir) ;
- accessibilité du site (maîtrise foncière, droit d'accès et d'instrumentalisation).

D'autre part, l'utilisation d'indices d'état permet de sélectionner les habitats les plus favorables pour la mise en place d'un suivi à long terme. Ces indices sont les suivants :

- structuration forestière, basée sur la présence et le recouvrement de différentes classes d'âge des essences forestières (adultes, jeunes arbres, arbustes, juvéniles) ;
- maturité du peuplement, basée sur la présence du bois mort et de gros bois ;
- occupation par les espèces végétales typiques des communautés à Hêtre ;
- gestion homogène dans le temps et dans l'espace ;
- niveau de perturbations faible : eutrophisation, dégradations par la faune (retournements, écorçage, abrutissement etc.).

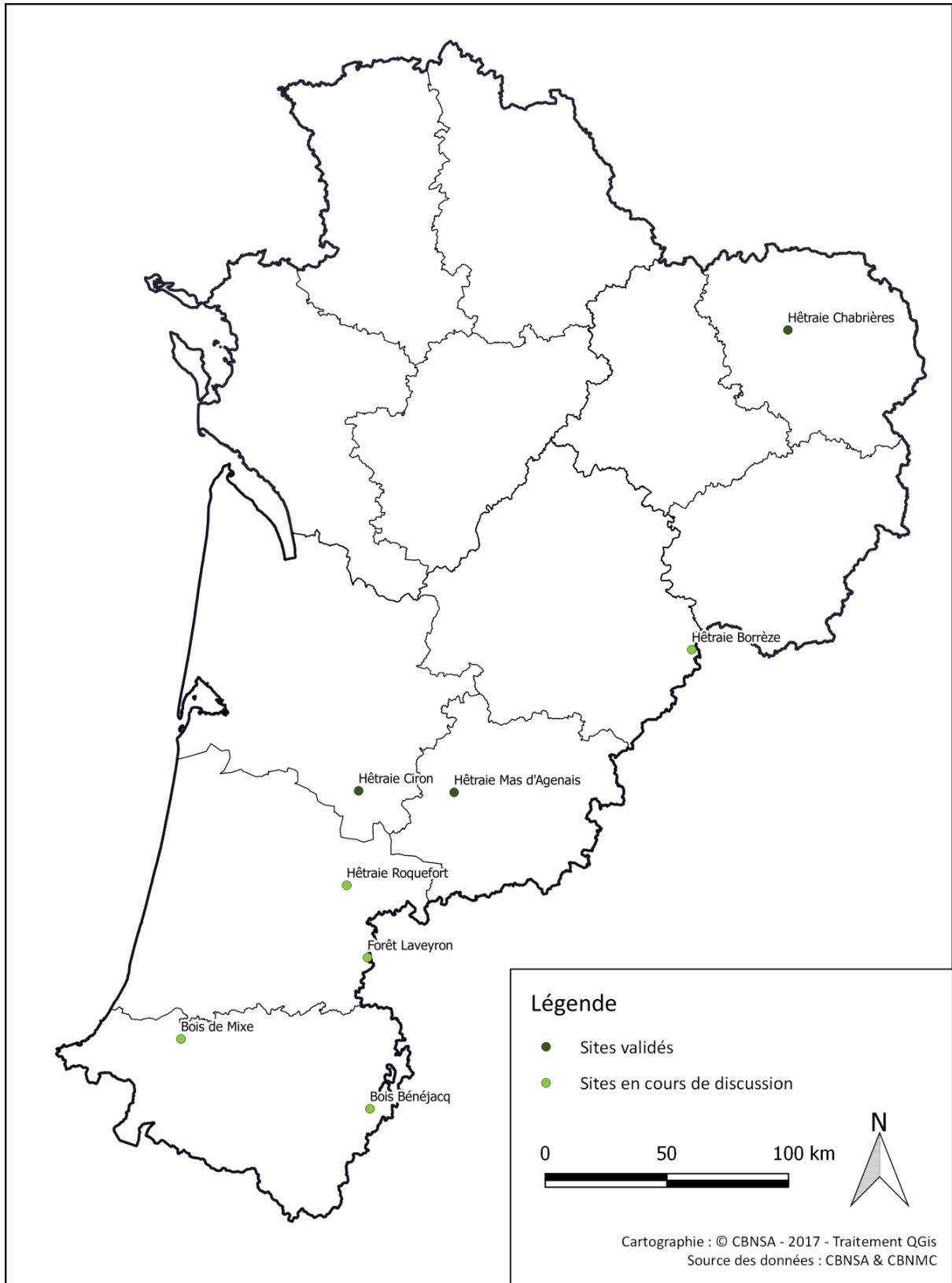
Malgré leur vulnérabilité supposée aux évolutions climatiques (LEBOURGEOIS *et al.*, 2005 ; PIEDALLU *et al.*, 2009 ; MARAGE & GEGOUT, 2010 ; BERTRAND, 2012), il n'existe pas de réseau de suivis fins des forêts à Hêtre en Nouvelle-Aquitaine, en dehors d'une veille en forêts publiques (domaniales ou communales) par l'Office National des Forêts. En 2016, un programme de recherche-action multi-partenarial (pilote par le laboratoire BIOGECO de l'Université de Bordeaux) sur la hêtraie relictuelle de la vallée du Ciron (Bernos-Beaulac, Gironde) a débuté, visant à mieux comprendre les caractéristiques écologiques d'établissement et de maintien de cette population originale de Hêtre datée de 40 000 ans (LAFONTAINE *et al.*, 2014). Dans ce cadre, un suivi du peuplement forestier (croissance, phénologie, fructification) et des conditions météorologiques (humidité / température) ainsi qu'un suivi floristique et phytocoenotique seront réalisés. De même, une hêtraie du piémont pyrénéen à Ancé (Pyrénées-Atlantiques) fait l'objet d'un suivi depuis 1995 dans le cadre de RENECOFOR (REseau National de suivi



des ECOSystèmes FORestiers) (ULRICH, 1995) qui compte 102 placettes à travers la France. Ce réseau national piloté par l'ONF et co-animé par plusieurs laboratoires de recherche et autres structures (BIOGECO, LECA, INRA Nancy, CEMAGREF, CBNMC, bureaux d'études, etc.) s'est construit dans l'objectif d'assurer un suivi floristique des forêts françaises en tenant compte de la diversité de ces dernières (ARCHAUX *et al.*, 2009). Les axes du suivi des 102 placettes du réseau concernent 1- l'évolution de la flore en lien avec les évolutions des peuplements (tempêtes, coupes) et des retombées atmosphériques ; 2- la comparaison entre sous-placettes encloses et non encloses en lien avec la pression d'herbivorie et 3- les fluctuations annuelles de la flore en lien avec le climat. L'ensemble des placettes est relu a minima tous les 5 ans et quelques-unes font l'objet de suivis annuels pour certains paramètres (ARCHAUX *et al.*, 2009 ; ULRICH & CECCHINI, 2009).

- **Description des sites choisis**

En 2017, 3 sites de suivi ont été validés. Ils ont fait l'objet d'une mise en place des dispositifs ainsi que des tests de protocoles. 5 autres sites font l'objet de discussion avec les propriétaires et gestionnaires pour intégrer le réseau de suivi (Fig. 197).



Sites de suivi des communautés végétales à Hêtre de plaine

Fig. 197. Situation géographique des sites de suivi de communautés végétales de forêts à Hêtre.

Les caractéristiques de chaque site de hêtraie suivi (commune, superficie, statut, propriétaire, structures de suivi etc.) seront détaillées dans un futur rapport (2018).

- **Définition et positionnement des points d'échantillonnage**

Le suivi des forêts à Hêtre, en lien avec les évolutions climatiques dans le cadre du programme les sentinelles du climat, reprendra les mêmes principes d'échantillonnage que pour les suivis du réseau RENECOFOR (ULRICH, 1995) avec quelques ajustements. L'objectif est ici d'assurer la compatibilité des protocoles et des données collectées entre ces 2 programmes de suivis.

Ces forêts étant généralement homogènes au niveau topographique, c'est un système d'échelles emboîtées qui sera utilisé car permettant des analyses complémentaires et une vision représentative des sites du point de vue floristique et fonctionnelle :

- échelle du complexe forestier par une placette de 60 mètres de côté ;
- échelle de la communauté végétale par 4 bandes de 50 mètres de long et 2 mètres de large.

La surface de 3600 m² d'une placette forestière semble être le meilleur compromis pour apprécier l'évolution structurelle, floristique et fonctionnelle sans pour autant être trop grande et empêcher l'observateur d'avoir une vision représentative de l'écosystème étudié (obs. CBNSA).

Le positionnement d'une placette forestière est défini après visite d'un site et identification des zones où la communauté à Hêtre est bien représentée et estimée en bon état de conservation. Elle est placée de manière à éviter les effets de lisières avec les communautés végétales adjacentes ou des zones perturbées (bords de chemin, talus routier). Le géoréférencement de la placette est également déterminé sur le terrain avec un GPS (GPS submétrique si possible) par les coordonnées de ses 4 sommets. Le niveau d'imprécision engendré par celui-ci est considéré comme acceptable compte-tenu de la grande taille de la placette forestière. Le temps de la lecture, celle-ci est matérialisée par des piquets temporaires aux 4 sommets éventuellement reliés par une rubalise.

L'aire minimale pour l'étude des communautés forestières étant estimée de 500 à 2000m² selon les auteurs et le type de forêt (BOUZILLE, 2007 ; ROYER, 2009), la surface totale de 400 m² des bandes apparaît relativement adéquate étant donné l'utilisation complémentaire des données collectées sur la placette forestière.

Le positionnement de ces 4 bandes se fait à l'intérieur de la placette dans une zone représentative et bien exprimée du sous-bois. La disposition des bandes les unes par rapport aux autres peut se faire de différentes façons selon la configuration du site (Fig. 198). Elles doivent toutes les 4 se situer au sein de la même communauté végétale et respecter les conditions d'homogénéité écologiques, floristiques et physiologiques. Leur géoréférencement est déterminé sur le terrain par les coordonnées de ses 4 sommets. Dans l'objectif d'un suivi à moyen/long terme (plusieurs décennies) et afin d'assurer la relocalisation précise et la pérennité du dispositif, chaque bande est matérialisée aux extrémités par 2 bornes de géomètres. Un détecteur de champs magnétiques peut être nécessaire pour retrouver la position des bornes. Le temps de la lecture, les bandes sont matérialisées par des piquets temporaires aux 4 sommets et reliés par une corde ou rubalise.

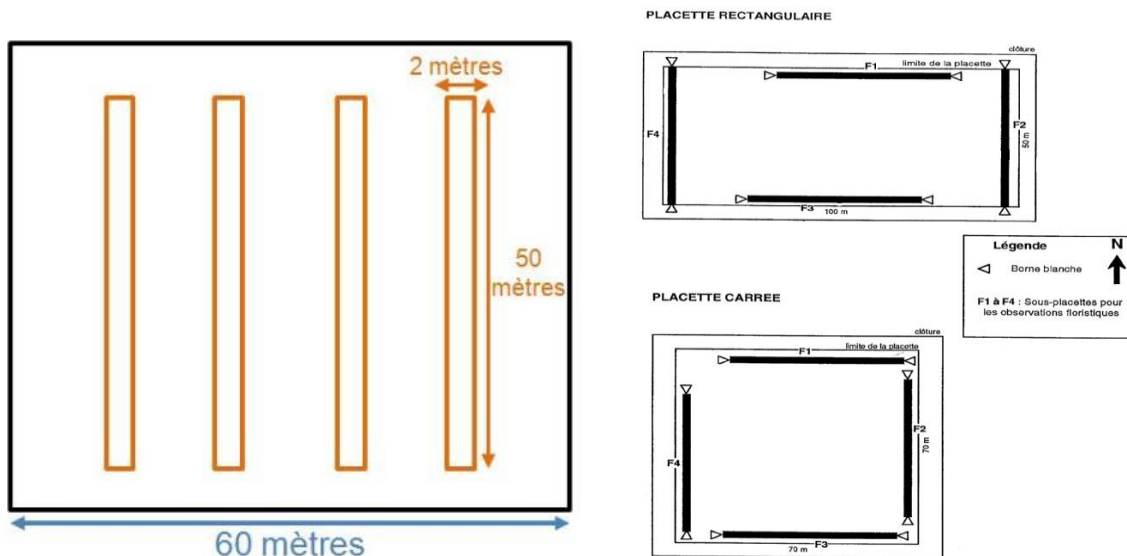


Fig. 198. Schémas d'organisation possible des bandes au sein de la placette forestière (schéma de droite d'après Ulrich et Cecchini (2009)).

La durée de mise en place et de relocalisation des bandes et de la placette forestière sur un site est estimée autour de 1h. La durée de lecture des 4 bandes et de la placette n'est pas limitée et peut être estimée entre 3 et 4h. La présence d'au moins 2 observateurs est recommandée.

Les caractéristiques des dispositifs mis en place sont détaillées dans le tableau ci-dessous (Tab. XCIII). Ce tableau synthétise, par site, le code du suivi utilisé, le type de dispositif, leur surface respective et leurs coordonnées GPS au format WGS 84. Pour les bandes, les coordonnées présentées correspondent aux repères fixes mis en place. Les cartes de localisation se trouvent en Annexe 44.

Tab. XCIII. Caractéristiques des dispositifs de suivi de hêtraies par site.

Dép.	Dénomination sites	Code suivi flore	Type dispositif	Surface (en m ²)	Longitude	Latitude
33	Hêtraie Ciron	20170612-CIR01B	Bande de fréquence	100	██████████	██████████
33	Hêtraie Ciron	20170612-CIR01B	Bande de fréquence	100	██████████	██████████
33	Hêtraie Ciron	20170612-CIR02B	Bande de fréquence	100	██████████	██████████
33	Hêtraie Ciron	20170612-CIR02B	Bande de fréquence	100	██████████	██████████
33	Hêtraie Ciron	20170612-CIR03B	Bande de fréquence	100	██████████	██████████
33	Hêtraie Ciron	20170612-CIR03B	Bande de fréquence	100	██████████	██████████
33	Hêtraie Ciron	20170612-CIR04B	Bande de fréquence	100	██████████	██████████
33	Hêtraie Ciron	20170612-CIR04B	Bande de fréquence	100	██████████	██████████
47	Hêtraie Mas d'Agenais	20170613-MAS01B	Bande de fréquence	100	██████████	██████████
47	Hêtraie Mas d'Agenais	20170613-MAS01B	Bande de fréquence	100	██████████	██████████
47	Hêtraie Mas d'Agenais	20170613-MAS02B	Bande de fréquence	100	██████████	██████████
47	Hêtraie Mas d'Agenais	20170613-MAS02B	Bande de fréquence	100	██████████	██████████
47	Hêtraie Mas d'Agenais	20170613-MAS03B	Bande de fréquence	100	██████████	██████████
47	Hêtraie Mas d'Agenais	20170613-MAS03B	Bande de fréquence	100	██████████	██████████
47	Hêtraie Mas d'Agenais	20170613-MAS04B	Bande de fréquence	100	██████████	██████████
47	Hêtraie Mas d'Agenais	20170613-MAS04B	Bande de fréquence	100	██████████	██████████
47	Hêtraie Mas d'Agenais	20170613-MAS01P	Placette forestiere	~ 3600	██████████	██████████



Dép.	Dénomination sites	Code suivi flore	Type dispositif	Surface (en m ²)	Longitude	Latitude
47	Hêtraie Mas d'Agenais	20170613-MAS01P	Placette forestiere	~ 3600	██████	██████
47	Hêtraie Mas d'Agenais	20170613-MAS01P	Placette forestiere	~ 3600	██████	██████
47	Hêtraie Mas d'Agenais	20170613-MAS01P	Placette forestiere	~ 3600	██████	██████
23	Hêtraie de Chabrière	Chab1701	Bande de fréquence	100	██████	██████
23	Hêtraie de Chabrière	Chab1702	Bande de fréquence	100	██████	██████
23	Hêtraie de Chabrière	Chab1703	Bande de fréquence	100	██████	██████
23	Hêtraie de Chabrière	Chab1704	Bande de fréquence	100	██████	██████

• Méthodes de relevés et détermination des espèces et des communautés végétales

A l'échelle de la placette forestière, le but est de suivre l'évolution de la structuration et de la régénération du peuplement de Hêtre, de la composition floristique, ainsi que des conditions pédo-climatiques. Pour mener ce travail, la phytosociologie sigmatiste est retenue car basée sur une démarche rigoureuse et éprouvée, associée à des mesures pédologiques, climatiques, de régénération et éventuellement phénologiques.

La démarche de réalisation de relevés phytosociologiques est explicitée plus haut.

Ici, un relevé de 400 m² permet un compromis entre l'aire minimale et la configuration du terrain qui ne permet pas systématiquement de réaliser des relevés sur de grandes surfaces comme dans la vallée du Ciron ou de Roquefort (obs. CBNSA).

Un carottage du sol à la tarière est prévu afin de mesurer la profondeur des différents horizons, leur texture et leur granulométrie ; et déterminer le type d'humus et le taux de matière organique. Le protocole sera détaillé ultérieurement, après réalisation de tests sur le terrain et avec l'appui de services compétents.

Des indicateurs et des protocoles de suivi de la phénologie et de la régénération du peuplement, tels que la densité de plantules des essences forestières par unité de surface, le taux et l'origine de la mortalité des plantules ou les dates de débourrement, seront développés sur la base de protocoles éprouvés et utilisés dans la région (MENZEL & FABIAN, 1999 ; SHERRY *et al.*, 2007 ; BERTIN, 2008 ; ULRICH & CECCHINI, 2009 ; VITASSE, 2009 ; VITASSE *et al.*, 2011).

A l'échelle des bandes, le but est de suivre l'évolution de la structure et de la composition de la communauté de sous-bois à un niveau fin de précision. Pour cela, un relevé exhaustif de la flore est réalisé en présence/absence au sein de chaque bande avec notation de la hauteur moyenne par strate et du recouvrement des différentes strates présentes. En plus, un relevé complémentaire est réalisé, également en présence/absence, selon la méthode des points-contacts au centre de chaque bande (Fig. 199). Cette méthode consiste à pointer tous les 25 cm, à l'aide d'une tige, les espèces présentes le long d'un transect de 50 m matérialisé par un décimètre. Cela présente l'avantage de pouvoir s'abstenir d'une estimation des coefficients de recouvrement, une variable sujette au biais d'interprétation des données engendré par la diversité des observateurs et empêchant la détection de changements subtils dans la composition floristique du tapis végétal étudié. En effet, cette méthode est largement éprouvée et utilisée dans de nombreux travaux de suivi de végétations (BONHAM, 1989 ; DETHIER *et al.*, 1993 ; BRADY *et al.*, 1995 ; ELZINGA *et al.*, 2001 ; COULLAUD, 2010) ; de plus elle semble particulièrement pertinente pour estimer des recouvrements d'espèces (GODINEZ-ALVAREZ *et al.*, 2009).

Ainsi, 200 points–contacts sont effectués sur chacune des bandes soit 800 sur l'ensemble de la placette forestière.

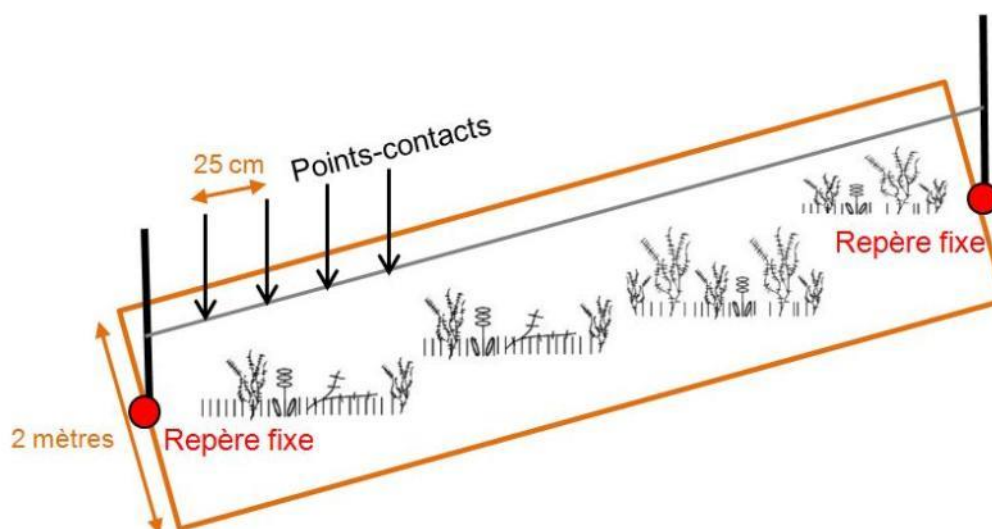


Fig. 199. Schéma illustrant la méthode des points-contacts le long d'une bande.

La détermination des espèces végétales non-identifiées peut s'effectuer directement sur le terrain à l'aide d'une flore et d'une loupe (x10 minimum). Dans le cas de critères délicats à appréhender *in situ*, l'identification se fera ultérieurement en laboratoire, avec un matériel adéquat (loupe binoculaire, microscope etc.), sur des échantillons prélevés hors de la zone d'étude. Concernant les espèces rares ou protégées, la détermination devra se faire autant que possible sur photos ou *in situ* sans prélèvement.

Pour le suivi des forêts à Hêtre en Nouvelle-Aquitaine, le champ d'investigation taxonomique concerne les spermatophytes, ptéridophytes et bryophytes. Le référentiel taxonomique suivi est la version la plus récente de TaxRef (actuellement version 9, (GARGOMINY *et al.*, 2015)). Les flores utilisées sont diverses : Flora Gallica (TISON *et al.*, 2014a), Flore de Dordogne (BEDE *et al.*, 2014), Flore du Pays Basque et des régions limitrophes (AIZPURU *et al.*, 1999), Flore forestière française Tomes 1-3 (RAMEAU *et al.*, 1989 ; RAMEAU *et al.*, 1993 ; RAMEAU *et al.*, 2008), Flore descriptive et illustrée de la France, de la Corse et des contrées limitrophes (Tomes 1 à 3) (COSTE, 1901 ; COSTE & FLAHAULT, 1903 ; COSTE & FLAHAULT, 1906), Les fougères et plantes alliées de France et d'Europe occidentale (PRELLI & BOUDRIE, 2001) et Mosses and liverworts of Britain and Ireland (ATHERTON *et al.*, 2010).

Le référentiel syntaxonomique des végétations utilisé est celui du CBNSA, version du 19/09/2017 (LAFON *et al.*, 2017).

Pour la mise en place et la lecture d'une placette de hêtraie, le matériel requis est provisoirement le suivant :

- bornes de géomètre (+ tiges d'ancrage) pour les 4 bandes (2 par bande) ;
- appareil GPS (GPS submétrique si possible) ;
- piquets fins en bois (8 minimum) ;
- corde tressée ou rubalise (6 x 100 m minimum) ;
- détecteur de champs magnétiques ;
- marteau ;



- tarière à têtes pour sol pierreux et pour sol mélangé ;
- décimètre(s) (60 m) ;
- appareil de visée ;
- appareil photo.

- **Période optimale de suivi**

Les forêts à Hêtre présentes en Nouvelle-Aquitaine regroupent différentes communautés dont les optimums phénologiques divergent quelques peu en fonction du substrat, de l'exposition et du mésoclimat. Ainsi, le sous-bois des hêtraies sèches sur calcaire connaîtra son optimum de développement entre fin avril et fin juin ; tandis que cela sera plutôt entre fin mai et fin juillet pour les hêtraies sur sol acide et sous climat pluvieux. Afin de noter et pouvoir identifier le maximum d'espèces, les inventaires et suivis doivent s'effectuer durant la période adaptée comme l'atteste diverses études (BESANÇON *et al.*, 1971 ; COMPS *et al.*, 1980a ; COMPS *et al.*, 1980b). En 2017, les suivis ont été réalisés les 12 et 13 juin.

- **Nombre de campagne de relevés**

Une seule campagne de relevés, réalisée lors de la période optimale du type de forêt, est envisagée pour chaque année de suivi. En effet, la grande majorité des espèces composant ces forêts étant observables lors de la période optimale, la réalisation de plusieurs campagnes n'offre qu'un intérêt limité.

Les végétations forestières ayant une inertie importante, elles sont par définition stables sans perturbations anthropiques (coupe, débroussaillage du sous-bois) ou aléas climatiques extrêmes (tempête, incendie). Dans le cas du changement climatique avec une modification de conditions hydriques (pluviosité, humidité atmosphérique, sécheresse) et de températures (canicule) (LE TREUT, 2013), elles peuvent pourtant être particulièrement sensibles avec notamment des dépérissements et l'apparition d'une flore plus héliophile et opportuniste. Ainsi, le délai entre les 2 premières campagnes de suivis est fixé à 2 ou 3 ans. Ensuite, il serait intéressant de calibrer le suivi de ce réseau de hêtraies sur les campagnes de suivis RENECOFOR soit tous les 5 ans à partir de 2020 ; cela permettra des lectures synchrones et donc des comparaisons à plus large échelle. Les impacts du changement climatique sur ces habitats intervenant à une échelle de temps assez large (MARAGE & GEGOUT, 2010 ; BERTRAND, 2012), des suivis trop rapprochés ont peu d'intérêt.

Toutefois, les indicateurs phénologiques et de régénération étant liés aux variations climatiques saisonnières (MENZEL & FABIAN, 1999 ; SHERRY *et al.*, 2007 ; BERTIN, 2008 ; VITASSE, 2009 ; VITASSE *et al.*, 2011), une campagne de relevés spécifique à ces indicateurs chaque année serait pertinente. La faisabilité d'une telle campagne sera étudiée en 2018.

- **Fiche de relevés**

Pour le suivi des forêts, une fiche de relevés spécifique sera conçue en 2018, basée sur les fiches de suivi RENECOFOR (Annexe 45) et ajustée en fonction des indicateurs retenus. Elle reprendra les différentes informations à renseigner :

- métadonnées et informations générales sur la placette ;
- localisation et caractéristiques des bandes ;
- relevés floristiques et informations physiologiques par bande ;
- relevés en points-contacts par bande ;

- informations pédologiques issues du carottage ;
- relevés des indicateurs phénologiques et de régénération.

6.1.2 Résultats et états de référence

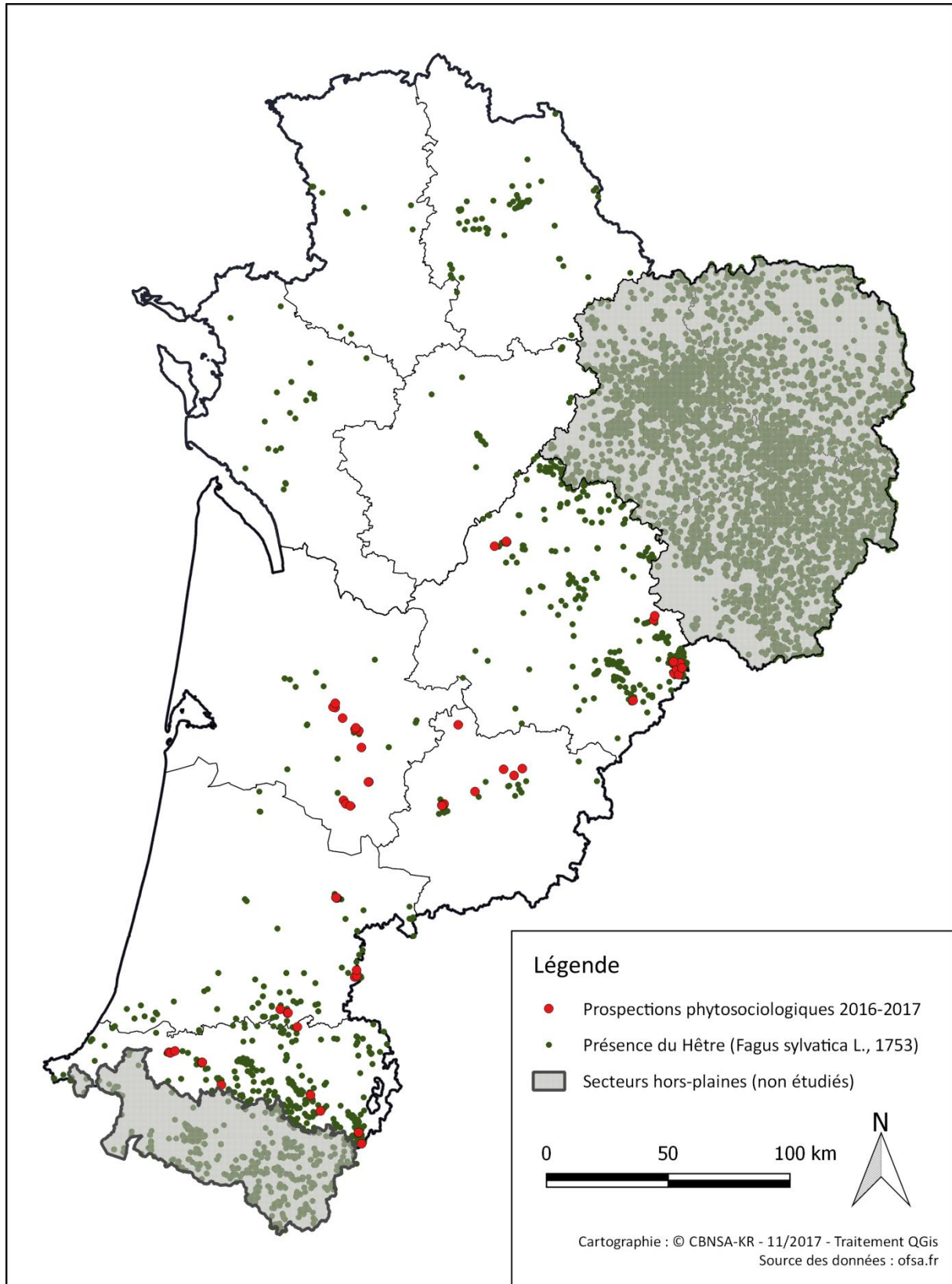
En ce qui concerne les suivis de forêts à Hêtre, l'année 2017 était consacrée :

- à la recherche et la validation de sites ;
- à la mise en place et au géoréférencement des premiers dispositifs de suivi ;
- au test et ajustements des protocoles sur le terrain ;
- à l'inventaire floristique des sites ;
- à l'inventaire des végétations des sites.

Les cartes de localisation des dispositifs de suivi sur les sites, ainsi que la liste des taxons observés, sont présentées en Annexe 44 et Annexe 46.

D'autre part, entre 2016 et 2017, une soixantaine de relevés phytosociologiques ont été réalisés à l'échelle de l'ex-région Aquitaine (Fig. 200).

Cette première campagne de prospections avait pour objectifs de visiter des secteurs potentiels pour la mise en place de dispositifs de suivi et présélectionner certains sites d'une part ; et également d'échantillonner les différentes communautés végétales à Hêtre pour en avoir un aperçu écologique et floristique, car celles-ci sont encore mal connues dans le cœur du bassin aquitain.



Localisation des zones étudiées et des prospections phytosociologiques des communautés végétales à Hêtre en 2016-2017

Fig. 200. Situation géographique des prospections phytosociologiques au sein des forêts à Hêtre.

Une analyse phytosociologique globale de ces communautés est prévue en 2018–2019 et permettra de mieux cerner leur déterminisme écologique et leur répartition ainsi que leur résilience face aux évolutions climatiques. D'après une analyse préliminaire effectuée à dire d'experts sur ce lot de relevés, les communautés échantillonnées appartiendraient à 3 ou 4 alliances ou sous-alliances différentes :

- *Carpino betuli* – *Fagion sylvaticae* Bœuf, Renaux & J.-M. Royer in Bœuf 2011, hêtraies-chênaies mésophiles acidiclinales à calcicoles atlantiques.
- *Quercenion robori* – *pyrenaicae* Rivas Mart. 1975, chênaies et chênaies-charmaies acidiphiles thermo-atlantiques.
- *Cephalanthero damasonii* – *Fagion sylvaticae* Tüxen ex Willner 2002, hêtraies-chênaies mésoxérophiles calcicoles.
- *Ilici aquifolii* – *Quercenion petraeae* Rameaux ex. Renaux & al. prov., hêtraies-chênaies acidiphiles mésothermes sous climat atlantique humide.

Cette première analyse est basée sur un important travail de centralisation et de synthèse bibliographique (CBNSA, en cours) avec la comparaison des différentes colonnes synthétiques des forêts à Hêtre présentes ou potentiellement présentes dans les plaines de Nouvelle-Aquitaine. Au sein de tableaux phytosociologiques, les colonnes synthétiques définissent une communauté végétale à partir de la fréquence des différents taxons au sein d'un groupe de relevés.

6.1.3 Discussion

Les premières expériences de suivi ont permis d'estimer le temps et les moyens nécessaires pour la mise en place et la lecture des dispositifs. Ainsi, la présence d'un minimum de deux personnes est conseillée afin de matérialiser correctement les bandes de fréquence et d'être plus efficace pour le relevé des points-contacts.

Le positionnement des bandes au sein de boisements à topographie hétérogène (ex : Vallée du Ciron, hêtraie de Roquefort) est contraint par les caractéristiques du site. Dans certains cas, des ajustements de protocoles tels que des lectures sur deux bandes seulement ou des bandes non-disposées au sein d'entités phyto-écologiques homogènes seraient à discuter.

Par ailleurs, des réflexions sont en cours à propos des distances à prendre entre points-contacts et seront débattues lors d'un possible comité technique de suivi avant la campagne de terrain.

Dans le cas des communautés végétales de forêts à Hêtre, les analyses statistiques et la modélisation des effets du changement climatique porteront sur plusieurs aspects.

- Tout d'abord, le remplacement d'espèces d'affinités montagnardes par des espèces plus thermophiles et d'ambiances moins fraîches.
- Ensuite, les difficultés de régénération, de développement et de reproduction des espèces sensibles, notamment du Hêtre.
- D'autre part, une attention particulière au développement potentiel d'espèces exotiques.
- Enfin, le décalage des stades phénologiques, notamment pour le Hêtre.

Une analyse des traits de vie des espèces et de leur spectre chorologique pour chaque site permettra, en lien avec les scénarios climatiques du GIECC (NAKICENOVIC *et al.*, 2000), de préciser la résilience des espèces présentant une sensibilité négative (diminution de la fréquence, extinction locale).

L'année 2018 servira à la mise en place et à la première lecture des dispositifs de suivi de la flore et des forêts à Hêtre de plaine sur une majorité de sites. Cela permettra de valider les protocoles de suivis explicités plus haut ou d'apporter des ajustements pour mieux répondre à la problématique des effets du changement climatique sur ces forêts.

La recherche de nouveaux sites dans les ex-régions Poitou-Charentes et Limousin pour être représentatif au niveau géographique et phytocoenotique est également prévue.

Concernant l'étude typologique des forêts à Hêtre, de nouvelles prospections seront réalisées pour compléter l'échantillonnage des communautés, notamment dans les ex-régions Aquitaine et Poitou-Charentes où les données sur ces communautés sont fragmentaires. Sur le territoire ex-Limousin, les forêts pressenties pour l'étude ont déjà fait l'objet de relevés phytosociologiques qui seront mobilisés. Une analyse phytosociologique globale, intégrant l'ensemble des données bibliographiques, permettra de produire une synthèse à l'échelle de la Nouvelle-Aquitaine. Dans ce cadre, un travail en partenariat avec le laboratoire BIOGECO de l'Université de Bordeaux portant sur l'étude du déterminisme écologique et traits de vie des espèces de hêtraies ainsi que sur les gradients et paramètres écologiques des groupements sera mené.

7. Indicateurs biologiques des écosystèmes montagnards

7.1 Communautés végétales de pelouses acidiphiles psychrophiles

Auteurs : Mickael Mady, Kévin Romeyer, Contributeur : Grégory Caze

Dans l'ex-région Limousin, les communautés végétales de pelouses acidiphiles collinéennes à tendance psychrophile sont intéressantes à suivre en lien avec le changement climatique car particulièrement sensibles à des épisodes de sécheresses et de canicules plus intenses (GRUBER, 1991 ; THEURILLAT *et al.*, 1998 ; THEURILLAT & GUISAN, 2001 ; PIEDALLU *et al.*, 2009 ; VITASSE, 2009 ; LENOIR & GEGOUT, 2010 ; ENGLER *et al.*, 2011). Le choix s'est orienté sur ces milieux pour deux raisons principales :

- ces derniers, homogènement répartis, abritent parfois des taxons circumboréaux (*Antennaria dioica*), européens (*Arnica montana*, *Gentianella campestris*) et des orophytes (*Thesium alpinum*, *T. pyrenaicum*, *Meum athamanticum*, *Ajuga pyramidalis*) en limite d'aire de répartition ou d'altitude. Ils hébergent parfois aussi des espèces cosmopolites qui ont des besoins très spécifiques pour leurs biotopes d'élection ou qui sont restreintes à de petites populations, comme *Botrychium lunaria*. Les suivis porteront donc sur des végétations collinéennes à l'intérieur desquelles trouvent refuge ces espèces qui ont de fortes affinités pour les climats froids, souvent montagnards ou qui sont limitées à une niche écologique restreinte (Fig. 201). Dans un contexte global de changement climatique, en veillant bien à choisir les stations les moins impactées par les activités humaines, ces pelouses pourraient connaître d'importantes modifications de leurs cortèges, avec dans un premier temps des modifications phénologiques chez les taxons psychrophiles puis leur régression voire disparition. Il est ainsi estimé que 19 à 46 % des espèces montagnardes perdront plus de 80 % de leur habitat entre 2070 et 2100 (GRUBER, 1991 ; THEURILLAT *et al.*, 1998 ; THEURILLAT & GUISAN, 2001 ; PIEDALLU *et al.*, 2009 ; VITASSE, 2009 ; LENOIR & GEGOUT, 2010 ; ENGLER *et al.*, 2011). Parmi le cortège d'espèces cibles, *Arnica montana* est aujourd'hui la mieux représentée en Limousin. Il s'agit d'un taxon peu compétitif susceptible de s'adapter difficilement si des changements interviennent dans la composition de la communauté végétale (MAURICE, 2011). Cette plante est également très sensible à l'humidité atmosphérique à l'étage collinéen et une modification du régime des pluies induite par les évolutions du climat pourrait donc influencer sur la répartition d'*Arnica montana* (MAURICE, 2011) ;
- le réchauffement climatique s'accompagne d'une pollution atmosphérique avec des dépôts en azote qui vont en s'accroissant. Ces apports azotés auront un impact d'autant plus fort sur les systèmes pauvres en nutriments (THUILLER, 2007 ; GAUDNIK *et al.*, 2011). Les pelouses acidiphiles oligotrophes sont donc directement menacées.

Du fait de ces caractéristiques phyto-écologiques et dans le contexte du changement climatique avec des sécheresses et canicules plus intenses, ces pelouses à tendance psychrophiles pourraient disparaître ou se raréfier au profit de végétations appauvries et moins oligotrophes.

Pour identifier et mesurer les effets du changement climatique sur ces communautés végétales de pelouses, l'objectif est de suivre dans le temps et dans l'espace : 1- leur structure (types biologiques dominants, hauteur, recouvrement) et 2- leur composition floristique (diversité spécifique, cortèges indicateurs, fréquence relative des espèces, spectre chorologique).

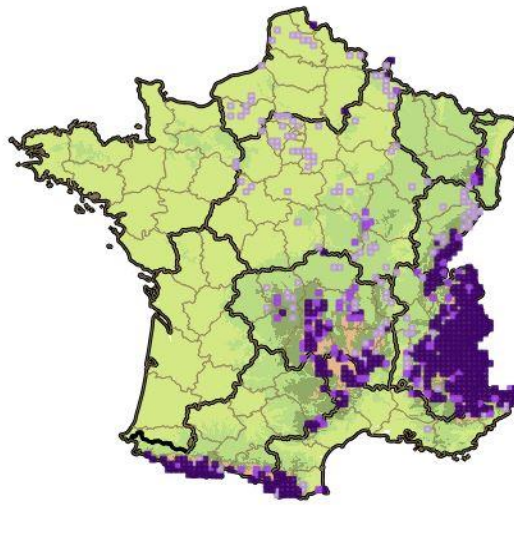


Fig. 201. Carte de répartition d'*Antennaria dioica*, espèce caractéristique des pelouses acidiphiles psychrophiles, en France (FCBN, 2016).

7.1.1 Matériel et méthodes

• Sélection des sites

La sélection des sites de suivi favorables dans l'ex-région Limousin a été opérée en projetant sur SIG les données de répartition d'un cortège de sept taxons caractéristiques des pelouses mésophiles acidiphiles oligotrophiles relevant du *Galio saxatilis* – *Festucion filiformis* B. Foucault 1994 (Fig. 202) avec des affinités psychrophiles (*Antennaria dioica*, *Gentianella campestris*, *Thesium alpinum*, *Thesium pyrenaicum*, *Meum athamanticum*, *Ajuga pyramidalis* et *Botrychium lunaria*) renseignées dans l'Observatoire de la Biodiversité Végétale de Nouvelle-Aquitaine (OBV atlas en ligne : ofsa.fr) d'une part et les connaissances et prospections de partenaires / gestionnaires (CEN Limousin, PNR de Millevaches en Limousin) d'autre part.

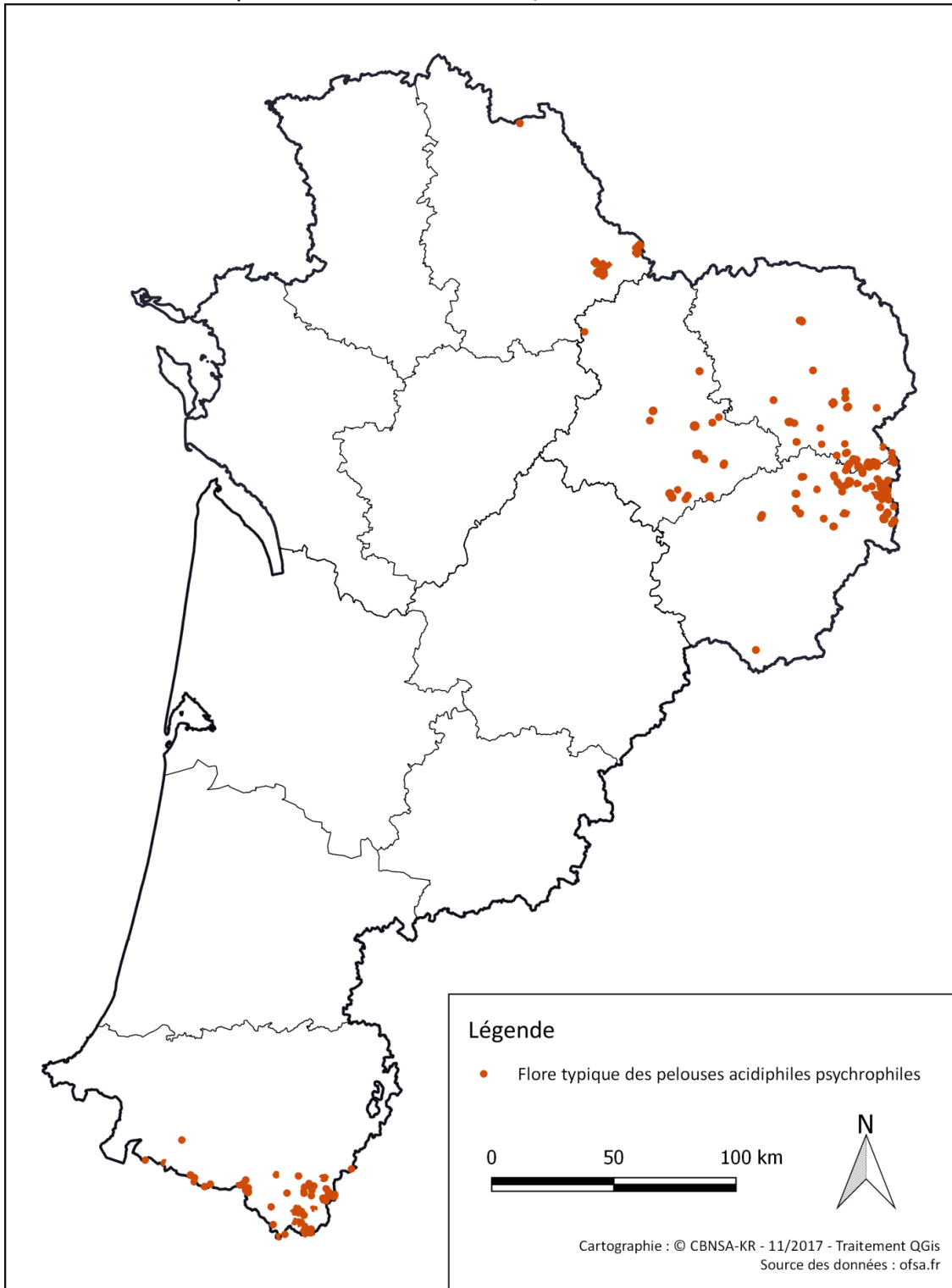
L'étude de la bibliographie limousine (GHESTEM & GEHU, 1974 ; BOTINEAU, 1985 ; BOTINEAU *et al.*, 1986 ; FOUCAULT (DE), 1986 ; CHABROL & REIMRINGER, 2011) a permis de tenir compte de la variabilité et de la répartition de ces pelouses.

Une fois la projection de notre cortège cible réalisée, la cohérence avec des sites gérés ou en conventionnement par le Conservatoire d'espaces naturels du Limousin a été recherchée, afin de s'assurer de la pérennité du dispositif de suivi à long terme.

L'utilisation d'indices d'état a permis ensuite de sélectionner les végétations les plus favorables, c'est-à-dire dans un bon état de conservation. Ces indices sont les suivants :

- fermeture du milieu limitée, basée sur la fréquence relative et le recouvrement d'espèces de stades dynamiques ultérieurs aux pelouses tels que les landes (*Calluna vulgaris*, *Erica cinerea*, *Genista pilosa* etc.) ou les fourrés et pré-manteaux pionniers (*Cytisus scoparius*, *Juniperus communis*) ;
- niveau de dérive trophique faible, basé sur la fréquence relative d'espèces prairiales banales mésotrophiles à mésoeutrophiles au sein des pelouses (*Ranunculus acris*, *Trifolium repens*, *Holcus lanatus*, *Plantago lanceolata*, *Rumex acetosa* etc.) ;

- degré de naturalité élevé, basé sur la limitation maximale de perturbations anthropiques : eutrophisation, surpâturage, drainage etc. Une gestion écologique mesurée et constante est recherchée pour les sites sélectionnés définitivement.



Localisation des zones d'expression des communautés végétales de pelouses acidiphiles psychrophiles
(d'après 7 espèces caractéristiques)

Fig. 202. Situation géographique des zones d'expression des communautés végétales de pelouses mésophiles oligotrophiles à tendance psychrophile en Nouvelle-Aquitaine.

• Description des sites choisis

En 2017, un seul site de suivi des communautés végétales de pelouses psychrophiles a été validé et a fait l'objet d'une mise en place de dispositifs et d'une lecture protocolée, couplée à un inventaire de la flore et des végétations (Fig. 203–Tab. XCIV).

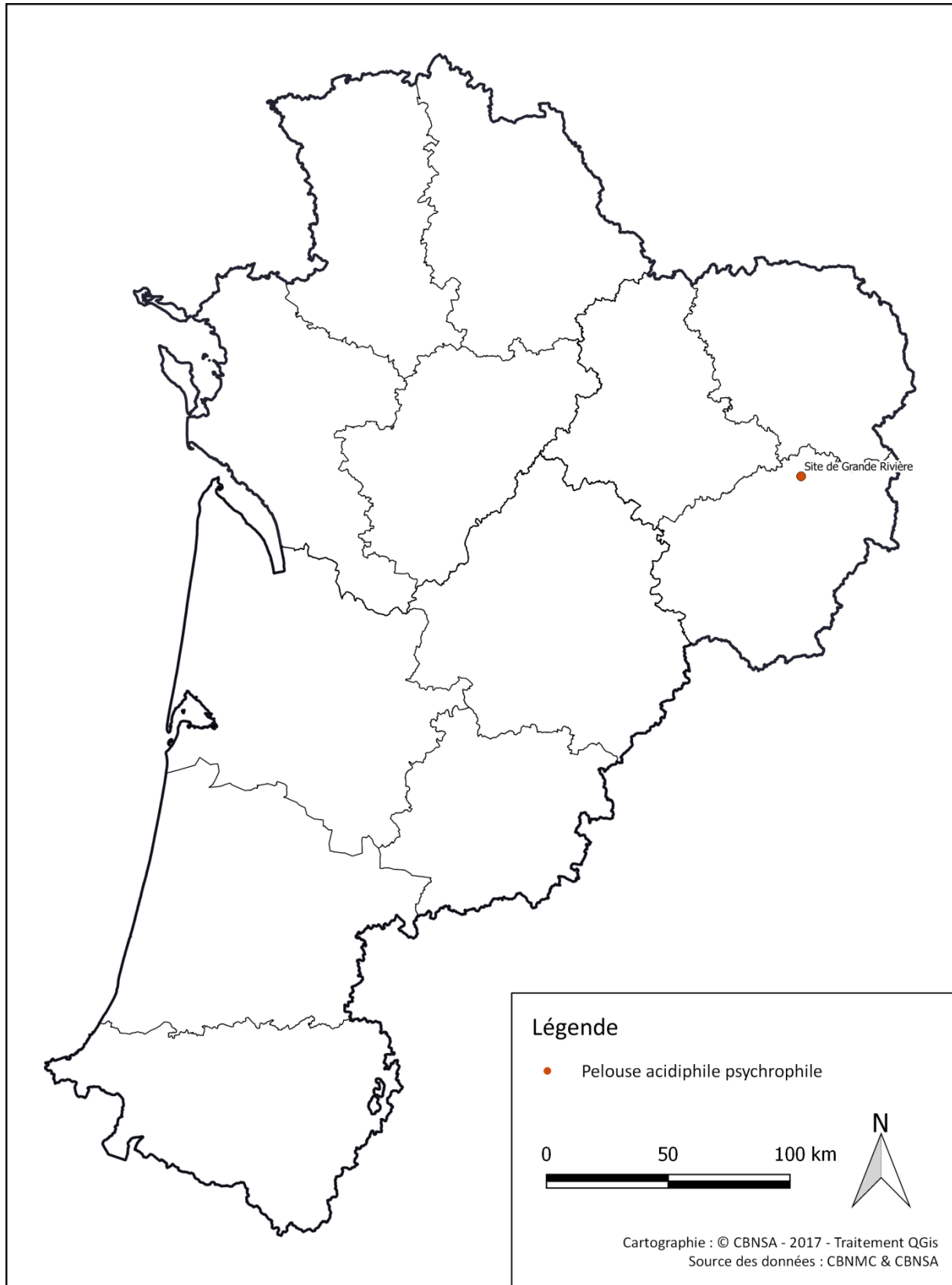
Il s'agit du site au lieu-dit « Grande Rivière » à l'ouest de l'étang de Chabannes sur la commune de Tarnac (19), à une altitude d'environ 800 m. Le secteur visé par notre dispositif de suivi est la parcelle cadastrale AV37. Elle a été sélectionnée en priorité car :

- elle abrite l'une des dernières populations actuelles connues d'*Antennaria dioica*, avec de nombreuses micro-stations denses occupant quelques centimètres carrés à plusieurs mètres carrés sur le versant exposé au nord, presque toutes positionnées sur la même courbe de niveau ;
- de nombreux pieds d'*Arnica montana*, espèce également à surveiller vis-à-vis de la problématique de réchauffement climatique, ponctuent la pelouse ;
- la typicité de la pelouse est optimale par rapport aux descriptions bibliographiques.

Cette parcelle se situe dans le périmètre du site Natura 2000 FR7401105 « Landes et zones humides de la Haute Vézère ». Elle ne fait malheureusement pas l'objet d'une maîtrise foncière par le CEN Limousin mais elle est surveillée attentivement par cet organisme depuis 2011. La famille qui exploite cette parcelle procède à un pâturage bovin en fin de saison, surtout sur sa partie sommitale.

Tab. XCIV. Caractéristiques du site de pelouse psychrophile étudié.

Dép.	Commune	Dénomination	Superficie	Gestionnaire	Accord	Station météo	Observateur et structure
19	Tarnac	Site de Grande Rivière	5750 m ²	Propriétaire privé	Oui	Oui	Mickael Mady (CBNMC)



Site de suivi des communautés végétales de pelouses psychrophiles acidiphiles du Limousin

Fig. 203. Situation géographique des sites de suivi de communautés végétales des pelouses acidiphiles psychrophiles du Limousin.

• Définition et positionnement des points d'échantillonnage

Le suivi des communautés végétales de pelouses psychrophiles acidiphiles en lien avec les évolutions climatiques reprend en partie les principes d'échantillonnage élaborés pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats d'intérêts communautaires pour les pelouses calcicoles (LE FOULER, 2013). Il s'agit d'un système d'échelles emboîtées permettant des analyses complémentaires et une vision représentative des sites du point de vue floristique, structurale et dynamique :

- échelle du site ;
- échelle du complexe pelousaire ;
- échelle de la communauté végétale par un quadrat de fréquence de 4m de côté.

Les données à l'échelle du site peuvent être obtenues via photographies aériennes (couleurs normales et infra-rouge) et ne nécessitent pas d'instrumentalisation sur le site.

Les données concernant le complexe pelousaire sont obtenues à travers la réalisation de relevés phytosociologiques et symphytosociologiques, pour apprécier la mosaïque des communautés végétales présentes sur le site.

Les données concernant la communauté végétale sont obtenues à l'aide d'un quadrat de fréquence permanent de 4 m de côté. L'aire minimale pour l'étude des pelouses étant estimée autour de 20 m² (BOUZILLE, 2007 ; ROYER, 2009), la surface de 16 m² de ce quadrat apparaît réduite, la mise en place de quadrats de fréquence complémentaires pallierait ce manque et permettrait d'être ainsi plus représentatif. D'après des travaux universitaires (ALARD, 2001), la lecture du quadrat de fréquence s'effectue par l'intermédiaire de sous-quadrats élémentaires, de 25 cm de côté pour les premiers tests mais pouvant évoluer.

Le positionnement du quadrat de fréquence correspond à une zone où la communauté de pelouse est bien exprimée. L'orientation du quadrat se fait en direction du nord. Son géoréférencement est déterminé sur le terrain par les coordonnées de son centroïde. Dans l'objectif d'un suivi à moyen/long terme (plusieurs décennies) et afin d'assurer la relocalisation précise et la pérennité du dispositif, le quadrat de fréquence est délimité à ses sommets par 4 tiges métalliques (acier ou inox) enterrées et affleurant à la surface du sol. Un détecteur de champs magnétiques est nécessaire pour retrouver la position des tiges. Le temps de la lecture, le quadrat est matérialisé par des piquets temporaires aux 4 sommets et reliés par une corde graduée ou un décamètre.

La durée de mise en place et de relocalisation des quadrats sur un site est estimée à environ 30 minutes. La durée de lecture n'est pas limitée et peut être estimée autour de 2 à 3h.

Les caractéristiques du dispositif mis en place sur le site de pelouses psychrophiles sont présentées ci-après (Tab. XCV). Ce tableau synthétise, par site, le code du suivi utilisé, le type de dispositif, leur surface respective et leurs coordonnées GPS au format WGS 84. Pour les quadrats de fréquence, les coordonnées présentées correspondent aux 4 sommets matérialisés par des repères fixes (tiges métalliques). Les cartes de localisation des dispositifs se trouvent en Annexe 47.

Tab. XCV. Caractéristiques des dispositifs de suivi de pelouses psychrophiles.

Dép.	Dénomination sites	Code suivi flore	Type dispositif	Surface (en m ²)	Longitude	Latitude
19	Site de Grande Rivière	20171004-MM01Q	Quadrat de fréquence	16	██████	██████
19	Site de Grande Rivière	20171004-MM01Q	Quadrat de fréquence	16	██████	██████
19	Site de Grande Rivière	20171004-MM01Q	Quadrat de fréquence	16	██████	██████
19	Site de Grande Rivière	20171004-MM01Q	Quadrat de fréquence	16	██████	██████

- Méthodes de relevés et détermination des espèces et des communautés végétales

Le protocole de suivi des pelouses acidiphiles psychrophiles dépend de l'échelle spatiale considérée.

A l'échelle du site, le but est de suivre l'évolution de la surface occupée par les ligneux, témoin directe de la régression/progression des pelouses et plus généralement des habitats ouverts. Pour cela, une analyse diachronique du recouvrement des ligneux est opérée sur la base des photographies aériennes en couleurs et en infra-rouge (BD Ortho et IRC de l'IGN) prises à des dates plus ou moins éloignées dans le temps (2 ans minimum). De même, l'utilisation de drones fournissant des images haute définition pour des sites d'une surface restreinte, comme c'est le cas ici, forme une piste intéressante pour la réalisation de micro-cartographies des végétations.

A l'échelle du complexe pelousaire, le but est de suivre l'évolution des différentes communautés végétales liées à la pelouse en termes de structure et de dynamique de végétation. Pour mener ce travail, la phytosociologie sigmatiste est retenue car basée sur une démarche rigoureuse et éprouvée. La démarche de réalisation de relevé phytosociologique est explicitée plus haut.

D'autre part, la phytosociologie paysagère ou symphytosociologie est utilisée afin de lister et proportionner les différentes communautés sur le site. Cette démarche est également détaillée plus haut.

A l'échelle du quadrat de fréquence, le but est de suivre l'évolution de la structure et de la composition de la communauté de pelouse à un niveau fin de précision. Pour cela, ce quadrat est subdivisé en 9 quadrats élémentaires de 25 cm de côté (Fig. 204). Un relevé exhaustif de la flore est réalisé, avec notation du pourcentage de recouvrement, au sein de chacun des quadrats élémentaires avec notation de la hauteur moyenne et du recouvrement des différentes strates présentes. En plus, un relevé complémentaire est réalisé, à l'échelle du quadrat de fréquence pour noter les espèces non contactées dans les 9 quadrats élémentaires. Cette méthode fréquentiste présente l'avantage de pouvoir s'abstenir d'une estimation des coefficients d'abondance, une variable sujette au biais d'interprétation des données engendré par la diversité des observateurs et empêchant la détection de changements subtils dans la composition floristique du tapis végétal étudié (ROYER, 1982 ; BOULLET & GEHU, 1984 ; ROYER, 1984 ; ALARD, 2001 ; LE FOULER, 2013 ; FY & BISSOT, 2014).

En plus, des photos avec des prises de vue en grand angle depuis les quatre sommets et les 4 côtés du quadrat, pendant que les dispositifs de lecture sont en place, doivent être réalisées afin de conserver une vision physionomique de la zone suivie, et aider dans la relocalisation des dispositifs.

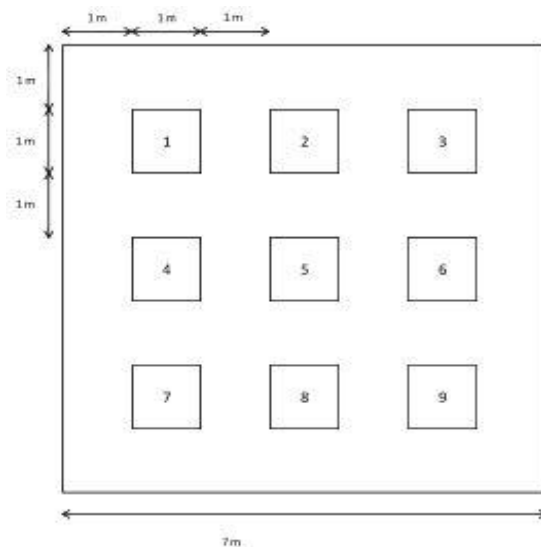


Fig. 204. Schéma d'organisation des quadrats élémentaires au sein du quadrat de fréquence.

La détermination des espèces végétales non-identifiées peut s'effectuer directement sur le terrain à l'aide d'une flore et d'une loupe (x10 minimum). Dans le cas de critères délicats à appréhender *in situ*, l'identification se fera ultérieurement en laboratoire, avec un matériel adéquat (loupe binoculaire, microscope etc.), sur des échantillons prélevés hors de la zone d'étude. Concernant les espèces rares ou protégées, la détermination devra se faire autant que possible sur photos ou *in situ* sans prélèvement.

Pour l'étude des végétations de pelouses, le champ d'investigation taxonomique concerne uniquement les spermatophytes et ptéridophytes, excluant donc les bryophytes et lichens trop complexes à appréhender. Le référentiel taxonomique suivi est la version la plus récente de TaxRef (actuellement version 9, (GARGOMINY *et al.*, 2015). Les flores utilisées sont diverses : Flora Gallica (TISON *et al.*, 2014a), Flore du Pays Basque et des régions limitrophes (AIZPURU *et al.*, 1999) et Flore de France méditerranéenne continentale (TISON *et al.*, 2014b).

Le référentiel syntaxonomique des végétations utilisé est celui du CBNSA, version du 19/09/2017 (LAFON *et al.*, 2017). La synthèse des pelouses oligotrophiles, acidiphiles à acidiclinales, mésophiles à mésohygrophiles, planitiales à subalpines menée à l'échelle européenne dans le cadre de la déclinaison du prodrome des végétations de France (FOUCAULT (DE), 2012) a été particulièrement prise en compte dans le présent travail.

Pour la mise en place et la lecture d'une placette de suivi de pelouses, le matériel requis est le suivant :

- tiges en métal (inox ou acier) x 4 par quadrat ;
- appareil GPS (GPS submétrique si possible) ;
- corde tressée graduée (25 m minimum) ;
- détecteur de champs magnétiques ;
- marteau ;
- quadrats en carton, plastique ou bois (25 cm de côté) ;
- décamètre (50 m) ;
- appareil photo.

- Période optimale de suivi

Les pelouses psychrophiles du Limousin connaissent leur optimum phénologique entre fin mai et mi-juillet ; c'est-à-dire la période durant laquelle la majorité du cortège floristique est au stade de floraison. Afin de noter et pouvoir identifier le maximum d'espèces, les inventaires et suivis doivent s'effectuer durant cette période comme l'atteste diverses sources bibliographiques (GHESTEM & GEHU, 1974 ; BOTINEAU, 1985 ; BOTINEAU *et al.*, 1986 ; FOUCAULT (DE), 1986). En 2017, pour des raisons de contraintes d'emploi du temps lors de la période optimale, le suivi a été réalisé tardivement début octobre.

- Nombre de campagne de relevés

Une seule campagne de relevés est réalisée pour chaque année de suivi. En effet, la quasi-totalité du cortège floristique étant observable dans le cas d'une lecture pendant la période phénologique optimale, la réalisation de plusieurs campagnes n'offre qu'un intérêt limité.

Ces pelouses sont généralement dynamiques (lien systémique avec les landes) si les conditions de gestion changent ou en cas d'aléas climatiques extrêmes tels qu'une forte sécheresse ou canicule, le délai entre chaque campagne de suivis est fixé à 2 ans, soit 2017-2018 et 2019-2020. En fonction des premières analyses et retours d'expérience, ce délai pourra être rehaussé. En effet, les impacts du changement climatique sur cette végétation intervenant à une échelle de temps bien plus large, des suivis trop rapprochés ont peu d'intérêt.

- Fiche de relevés

Pour les suivis de pelouses psychrophiles, les fiches de relevés utilisées sur le terrain en 2017 sont les mêmes que pour les pelouses calcicoles (Annexe 7). Des fiches spécifiques pour l'étude de ces pelouses seront élaborées pour les futurs suivis.

7.1.2 Résultats et états de référence des sites

En 2017, l'objectif était de procéder au test des protocoles sur le terrain d'une part, et d'avoir un état de référence sur la structure, la composition floristique et la dynamique des communautés végétales d'autre part. Le travail a donc consisté :

- à la mise en place et au géoréférencement des dispositifs de suivi ;
- à une première lecture standardisée ;
- à l'inventaire floristique des sites ;
- à l'inventaire des végétations des sites.

Les résultats de la lecture 2017 et de l'inventaire des végétations sont exposés ci-dessous par site (Tab. XCVI).

Les cartes de localisation des dispositifs de suivi sur le site sont présentées en Annexe 47. La liste des taxons observés sera détaillée dans un futur rapport (2018).

• Pelouse de Grande Rivière

Végétations observées sur le site :

- Groupement hémicryptophytique se rattachant à la race collinéenne-montagnarde du *Galio hercynici* – *Festucetum tenuifoliae* Rasch ex Stieperaere 1969, pelouse oligotrophile mésophile acidiphile eu- à nord- et subatlantique du *Galio saxatilis* – *Festucion filiformis* B. Foucault 1994 à *Carex pilulifera*, *Festuca filiformis*, *Danthonia decumbens*, *Galium saxatile*, *Polygala serpyllifolia*, *Potentilla erecta*, etc. Le caractère collinéen-montagnard est apporté par *Nardus stricta*, *Antennaria dioica* et *Arnica montana*.
- Groupement chamaéphytique relèvant de l'*Ulici minoris* – *Ericetum cinerea* Delelis-Dusollier & Géhu 1975, sous la forme d'une variation mésohygrophile à *Erica tetralix* et à caractère plus continental marqué par la présence de *Genista pilosa*. Cette lande est maintenue rase par le pâturage, laissant de grandes ouvertures favorables à l'expression du *Galio hercynici* – *Festucetum tenuifoliae*.

Tab. XCVI. Résultats de la lecture 2017 du quadrat de fréquence (site de Grande Rivière).

Site	Grande Rivière (19)										Espèces rares	Fréquence
Date de lecture	04/10/2017											
Observateur(s)	Mickael MADY (CBNMC), Kévin ROMEYER (CBNSA)											
Code suivi	20171004-MM01Q											
Pente (°)	15											
Exposition	Nord											
Type de sol	?											
Roche mère	Granites porphyroïdes riches en microcline, myrmékites, aplites et pegmatites orienté											
Sol nu (%)	-	-	-	-	5	-	-	-	-	-		
Litière (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Recouvrement strate bryolichénique	5	35	3	20	15	50	50	25	10			
Strate 1	Pelouse du <i>Galio</i> - <i>Festucion filiformis</i>											
Hauteur de la strate 1 (cm)	15	20	15	15	15	10	15	25	15			
Recouvrement de la strate 1 (%)	55	45	45	60	55	40	50	35	35			
Strate 2	Lande mésophile de l' <i>Ulicenion minoris</i>											
Hauteur de la strate 2 (cm)	20											
Recouvrement de la strate 2 (%)	15											
Taxons	1	2	3	4	5	6	7	8	9			
<i>Carex pilulifera</i> L., 1753	30	15	35	35	25	20	20	5	10		100,00	
<i>Erica cinerea</i> L., 1753	35	35	40	5	20	1	35	40	3		100,00	
<i>Genista pilosa</i> L., 1753	10	15	15	25	5	25	10	15	5		100,00	
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull, 1808	20	20	15	25	20	15	20	20	35		100,00	
<i>Festuca filiformis</i> Pourr., 1788	5	15	10	2	2	15	5	10	20		100,00	
<i>Potentilla erecta</i> (L.) Rausch., 1797		5	10	1	10	5	5	15	3		88,89	
<i>Viola canina</i> L., 1753	5	10	5			2		5	3		66,67	
<i>Danthonia decumbens</i> (L.) DC., 1805	3			3		1	1	10	3		66,67	
<i>Polygala serpyllifolia</i> Hose, 1797	1			1	1	2	5	2			66,67	
<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862	15		5	3	5		1		1		66,67	
<i>Galium saxatile</i> L., 1753	5				5	15		3	1		55,56	
<i>Antennaria dioica</i> (L.) Gaertn., 1791		10		2		5	35				44,44	
<i>Agrostis vinealis</i> Schreb., 1771	1		1	2							33,33	
<i>Veronica officinalis</i> L., 1753						10		1	3		33,33	
<i>Avenella flexuosa</i> (L.) Drejer, 1838			5	1							22,22	
<i>Nardus stricta</i> L., 1753		5									11,11	
<i>Carex panicea</i> L., 1753				5							11,11	
<i>Cerastium fontanum</i> Baumg., 1816					1						11,11	
<i>Hypochaeris radicata</i> L., 1753					1						11,11	
<i>Rumex acetosella</i> L., 1753							1				11,11	
<i>Agrostis capillaris</i> L., 1753								1			11,11	
<i>Erica tetralix</i> L., 1753									5		11,11	
<i>Juniperus communis</i> L., 1753										1	0,00	
<i>Scorzonera humilis</i> L., 1753										1	0,00	
<i>Ulex minor</i> Roth, 1797										3	0,00	
<i>Arnica montana</i> L., 1753										3	0,00	
<i>Ranunculus cf. acris</i> L., 1753										1	0,00	

7.1.3 Discussion et perspectives

Les premières expériences de suivi sur ces milieux ont permis de tester les méthodes et anticiper les besoins et ajustements futurs. Les protocoles énoncés semblent assez précis et adaptés pour répondre à la problématique de l'évolution des communautés par rapport au changement climatique car ils intègrent plusieurs échelles spatiales et temporelles permettant la détection de variations floristiques et structurales au sein de ces communautés. Toutefois, quelques questions persistent concernant le temps et l'effort d'échantillonnage exigés avec ces méthodes, notamment à l'échelle du quadrat de fréquence. La dimension du sous-quadrat élémentaire pourrait évoluer pour mieux répondre aux caractéristiques physiologiques de ces pelouses (ex : 40 ou 50 cm de côté au lieu de 25 cm). D'autre part, une notation des espèces en présence/absence et non en recouvrement par sous-quadrats optimiserait la durée de lecture par quadrat sans perte de puissance statistique (BESNARD & SALLES, 2010). Les réflexions actuelles tendent à faire évoluer le protocole vers un échantillonnage plus conséquent des sites par 2 ou 3 quadrats de fréquence. Cela permettrait de répartir le temps de lecture sur une plus grande surface et ainsi nuancer les résultats obtenus à partir d'un unique quadrat grâce à des répliquas.

Les analyses et la modélisation des effets du changement climatique sur les pelouses vivaces acidiphiles oligotrophiles porteront sur :

- la régression, stabilisation ou augmentation du cortège de taxons circumboréaux, européens et orophytes. Cette tendance sera évaluée en fonction de leur présence-absence et de leur fréquence au sein des sous-quadrats ;
- les modifications phénologiques chez certains taxons particulièrement sensibles au réchauffement climatique, notamment *Antennaria dioica* (dates de floraison, nombre de pieds en fleurs etc.) ;
- l'apparition ou la disparition de taxons liés à des niveaux d'humidité ou de xéricité différents en l'absence de perturbations anthropiques.

En 2018, de nouveaux sites de pelouses acidiphiles psychrophiles seront recherchés afin de compléter notre dispositif de suivi. Les stations de basse altitude avec si possible une maîtrise foncière pérenne seront privilégiées.

En parallèle des études de végétations *in situ*, il serait nécessaire de mettre en place une expérience en jardin à basse altitude, en dehors du Plateau de Millevaches, les influences non climatiques pouvant dominer en nature à court terme (pratiques de gestion notamment). Cette expérience pourrait se tenir par exemple au jardin botanique de l'Évêché à Limoges, sous la forme d'une « placette climatique » reconstituant une pelouse acidiphile oligotrophile riche en taxons psychrophiles prélevés directement ou cultivés à partir de semences récoltées sur le Plateau de Millevaches.

7.2 Apollon (*Parnassius apollo*) et cortège de lépidoptères de montagne associé

Auteurs : Emma Valadas, Mathieu Molières, Fanny Mallard, Contributeur : Ludovic Olicard

L'Apollon (*Parnassius apollo*, Lepidoptera– Papilionidae) est une espèce emblématique des milieux ouverts montagnards arides et rocaillieux qui se maintient aujourd'hui dans les habitats les plus septentrionaux et à des altitudes élevées (DESCIMON, 1994). Menacée d'extinction, cette espèce est inscrite par l'Union National pour la Conservation de la Nature (UICN) comme vulnérable dans la liste rouge mondiale des espèces menacées, et comme quasi-menacée dans la liste rouge européenne. Elle est protégée au niveau international par la convention de Bern (Annexe II) et la convention de Washington (Annexe A). A l'échelle européenne, elle fait partie de la Directive Habitat–Faune–Flore (Annexe IV) et est protégée en France selon l'article 2 de l'arrêté du 23 avril 2007, fixant les listes des insectes protégés sur l'ensemble du territoire. En effet, les populations de *P. apollo* ont fortement chuté depuis le XX^{ème} siècle (DESCIMON, 1994). Entre 1974 et 1999 en Europe, cette espèce s'est éteinte en République Tchèque, en Biélorussie et en Lettonie. Parallèlement, une diminution des populations de plus de 50% était observée dans cinq autres pays européens : Autriche, Allemagne, Roumanie, Pologne et Ukraine (WARREN & SWAAY, 1999). En France, cette espèce s'est éteinte dans les Vosges en 1976. Dans le Massif central, où elle était présente sur une très large gamme d'altitude, ses populations ont chuté drastiquement. Elle est également en forte régression dans les pré-Alpes du nord et le Jura (DESCIMON, 1994). Dans le sud de la France, les populations les plus basses en altitude (< 850 m) se sont éteintes depuis les années 70 (DESCIMON *et al.*, 2005). Si le changement d'occupation du sol, depuis l'ère industrielle, pourrait expliquer en partie l'extinction massive de *P. apollo* à basse altitude, la réduction des populations observée également en milieu montagnard, pourrait être due à d'autres facteurs, provoqués par le changement climatique. En effet, *P. apollo*, comme la plupart des insectes, est un organisme poïkilothermique (STEFANESCU *et al.*, 2003), son cycle biologique (durée de développement, émergence après diapause hivernale, etc.) est donc directement lié à la température (BALE *et al.*, 2002).

Si les facteurs climatiques touchent directement les insectes ou indirectement leurs ressources trophiques (TURNER *et al.*, 1987 ; KERR *et al.*, 1998 ; MENENDEZ *et al.*, 2007), la diversité des habitats influence également la dynamique de population des lépidoptères (KERR *et al.*, 2001). La structure du paysage, la gestion des habitats et la disponibilité des ressources (plantes nectarifères et plantes-hôtes) sont de ce fait importantes à prendre en compte (WEIBULL *et al.*, 2000 ; KRAUSS *et al.*, 2003 ; KUUSSAARI *et al.*, 2007). Avoir connaissance de ces facteurs permettrait de différencier les facteurs écologiques locaux, des facteurs induits par le changement climatique. Bien que *P. apollo* fasse l'objet de diverses études, notamment concernant sa dynamique de population face au changement climatique (ASHTON *et al.*, 2009) ou par rapport à la disponibilité des ressources et la structuration spatiale de son habitat (dans les Alpes et le Massif central (DESCIMON, 1994); en Europe du nord (BROMMER & FRED, 1999 ; FRED *et al.*, 2006); en Europe centrale (NAKONIECZNY & KEDZIORSKI, 2005); en centre Espagne (WILSON *et al.*, 2015)), à notre connaissance, aucune étude n'existe aujourd'hui sur sa répartition et ses préférences écologiques dans les Pyrénées. En 2017, une étude spécifique a été menée sur *P. apollo*. Les objectifs de cette étude étaient de caractériser les préférences écologiques, l'habitat de l'espèce dans les montagnes béarnaises où aucune étude n'a été menée à notre connaissance (§7.2.1). La mise en place du suivi se base sur cette étude préalable dans l'objectif de mieux connaître l'écologie de cet indicateur sur le territoire, et de cibler les zones les plus pertinentes à échantillonner pour le suivi à long terme (§7.2.2).

Cette espèce a fait l'objet de diverses études concernant sa dynamique de population face au changement climatique (ASHTON *et al.*, 2009) : en génétique de population (MIRA *et al.*, 2017), selon des approches phylogéographiques (TODISCO *et al.*, 2010) ; et également par rapport à la disponibilité des ressources et la structuration spatiale de son habitat (DESCIMON, 1994 ; BROMMER & FRED, 1999 ; NAKONIECZNY & KEDZIORSKI, 2005 ; WILSON *et al.*, 2015) ; en centre Espagne, en Europe du nord (Pologne, Finlande) ainsi que dans les Alpes et le Massif central. *P. apollo* est identifié comme indicateur sentinelles du climat et fait l'objet d'un suivi spécifique dans le cadre du présent programme. Ce suivi inclut également le cortège lépidoptérique associé aux habitats de l'espèce. En effet, les lépidoptères se démarquent comme l'un des groupes indicateurs du changement climatique, étant donné que, d'une part, ils sont poïkilothermes et, d'autre part, ils ont fait l'objet de programmes de surveillances approfondies dans plusieurs pays pendant plusieurs décennies (STEFANESCU *et al.*, 2003). Les lépidoptères disposent d'un cycle de vie très court et largement influencé par les conditions climatiques. La littérature scientifique indique que, parmi les espèces, les papillons sont celles qui ont répondu le plus aux changements climatiques, notamment en modifiant leurs aires de répartition vers le nord ou vers de plus hautes altitudes (WILSON & MACLEAN, 2011). Les hypothèses posées sont les suivantes : il est probable à plus ou moins long terme d'observer des modifications des cortèges avec notamment une raréfaction des espèces montagnardes et une augmentation des espèces « planitiales ». Pour *P. apollo*, la diminution de ses effectifs, voire une disparition des populations isolées de basses altitudes, apparaît très probable, de même qu'une évolution de sa phénologie (sortie plus précoce) et de son écologie (changement de plante hôte). La mise en place de ce suivi sur le long-terme devrait permettre d'obtenir des éléments de réponse à cette probable évolution (§7.2.2).

7.2.1 Caractérisation de l'habitat *Parnassius apollo*

- Matériel et méthodes

- Répartition, écologie et biologie de *Parnassius apollo* (Linnaeus, 1758)

Parnassius apollo (Lepidoptera – Papilionidae) est une espèce eurasiatique emblématique des milieux montagnards, présente entre 800 et 2000 mètres d'altitude, bien que quelques populations "reliques", en référence aux refuges post-glaciaires (STEFANESCU *et al.*, 2011) se reproduisent à seulement 400 mètres (LAFRANCHIS *et al.*, 2015). Dans les Pyrénées-Atlantiques, les populations connues se répartissent entre 1300 et 2000 mètres d'altitude (GOURVIL *et al.*, 2016).

Cette espèce affectionne les milieux ouverts et chauds, à végétation rase, telles que les pelouses et les clairières sèches, source de plantes nectarifères pour les imagos, et les milieux rocheux, où se développent les plantes-hôtes des chenilles telles que les pelouses rocailleuses, les éboulis, les dalles rocheuses et les talus rocheux ensoleillés (LAFRANCHIS *et al.*, 2015). La présence d'une mosaïque de milieux rocailloux et de pelouse est donc déterminante pour cette espèce.

L'imago (adulte) de *P. apollo* est un grand lépidoptère aux ailes globalement blanches. Il possède des ocelles noirs sur l'aile antérieure et le dessous de l'aile postérieure comprend des ocelles rouges à oranges pupillés de blanc. L'imago se nourrit du nectar de plantes diverses, il est particulièrement attiré par les inflorescences roses ou violettes des genres *Centaurea*, *Carduus*, *Cirsium* et *Scabiosa* (DESCHAMPS-COTTIN, 1998 ; LAFRANCHIS *et al.*, 2015). Les adultes, monovoltins (une génération par an), volent de mi-mai à août selon l'altitude et jusqu'à début septembre certaines années (LAFRANCHIS *et al.*, 2015). La période de vol dans les Pyrénées commence cependant plus tardivement, à partir de mi-

juin. Les imagos ont besoin de fortes chaleurs pour être actifs, les mâles commencent à voler lorsque la température atteint les 19°C (LAFRANCHIS *et al.*, 2015). Ils adoptent un comportement de patrouille pour rechercher les femelles et s'accoupler, ce qui constitue la principale activité du mâle. La femelle reste à proximité des plantes-hôtes, souvent au repos, et profite des heures chaudes pour pondre (LAFRANCHIS *et al.*, 2015), sans cibler systématiquement une plante-hôte. Elle choisit des supports à proximité des stations de plantes-hôtes, sur d'autres espèces de plantes, en préférant des tiges comprises entre 2 et 10 cm (DESCHAMPS-COTTIN, 1998), sur des plantes sèches, sur de la mousse, sur le sol (LAFRANCHIS *et al.*, 2015) ou encore sur des pierres. La capacité de dispersion de cette espèce est relativement faible (DESCHAMPS-COTTIN, 1998 ; LAFRANCHIS *et al.*, 2015). Cependant, *P. apollo*, bon planeur, peut parcourir de longues distances, et coloniser des sites éloignés à plusieurs dizaines de kilomètres de son site d'émergence (LAFRANCHIS *et al.*, 2015). Une étude de capture-marquage-recapture (C.M.R) de Brommer et Fred (1999) a permis de quantifier le mouvement de *P. apollo* entre les patchs de plantes nectarifères et de plantes-hôtes. Une forte variabilité dans les mouvements est observée, entre 0 et 1840 mètres, mais 71% des mouvements se situaient au sein d'un périmètre de 400 m. En fonction de la localisation du site, les populations peuvent se développer sur des milieux plus ou moins fragmentés et de taille variable. Les distances parcourues et la fréquence des échanges inter-sites seront alors différentes. Un suivi C.M.R sur trois ans d'une population des Alpes du Sud, a montré que seulement quatre individus ont quitté un site pour un autre, ces sites étaient séparés de 500 mètres environ (DESCHAMPS-COTTIN, 1998).

La chenille hiverne dans l'œuf, elle sort une fois que la neige a fondu et que la température atteint 19°C (LAFRANCHIS *et al.*, 2015), en général fin mars-début avril (DESCHAMPS-COTTIN, 1998). Cette espèce a besoin d'hivers froids et neigeux et de printemps ensoleillés pour assurer son cycle de vie (LAFRANCHIS *et al.*, 2015). La larve, reconnaissable à son dessin aposématique, qui dissuade les prédateurs, est oligophage. Elle se nourrit de plantes de la famille des Crassulacées, essentiellement *Sedum sp.* et *Sempervivum sp.* (DESCIMON, 1994 ; DESCHAMPS-COTTIN, 1998 ; LAFRANCHIS *et al.*, 2015), ainsi que de certaines saxifrages. 14 espèces de Crassulacées sont connues dans le secteur étudié (Conservatoire Botanique National des Pyrénées Midi-Pyrénées, comm. pers.), mais une espèce, l'Orpin acre, *Sedum acre*, est rejeté par la chenille (DESCHAMPS-COTTIN, 1998), au contraire de l'Orpin blanc, *Sedum album*, qui est la plante-hôte principale de l'espèce (LAFRANCHIS *et al.*, 2015).

- Localisation des sites d'étude

La vallée d'Ossau, d'une longueur de 50 kilomètres environ, traverse la chaîne pyrénéenne longitudinalement jusqu'en Espagne. Dans ce secteur, *P. apollo* se retrouve principalement au cœur de vallons d'altitude et sur des versants rocheux bien exposés. Sept sites en vallée d'Ossau, abritant une population de *P. apollo*, sont étudiés (Fig. 205). Ces sites ont été retenus suite aux prospections réalisées en 2016, lorsqu'au moins trois individus ont été observés simultanément (MALLARD, 2016b), et d'après une association régionale d'entomologie (Association Paon du Jour). Deux sites, le vallon de Soques (**SOQ** – 423082 E, 6198816 N – RGF93) et le refuge de Pombie (**POM** – 419707 E, 6198872 N – RGF93), site le plus occidental, se trouvent dans la zone cœur du Parc national des Pyrénées. Le site du vallon d'Arrious (**ARR** – 424389 E, 6199346 N – RGF93) est à proximité immédiate (< 300 m).

Enfin, le vallon de Soussouéou (**SOU** – 425769 E, 6205370 N – RGF93), la cabane de Séous (**SEO** – 425007 E, 6204976 N – RGF93) et le chemin de la Sagette (**SAG** – 422061 E, 6205515 N – RGF93) sont à moins de 4 km de la zone cœur. La bergerie de Lagouare (**LAG** – 428520 E, 6221190 N – RGF93) est le site le plus éloigné et le plus septentrional, il reste cependant à proximité immédiat de l'aire d'adhésion du Parc national. Les sites sont situés à des altitudes différentes, de 1376 m (SOQ) à 1987 m (POM) en

moyenne. Le gradient altitudinal est également différent au sein de chaque site, jusqu'à 249 m de différence sur ARR, entre le point le plus bas et le point le plus haut, contre 66 m sur SOU.

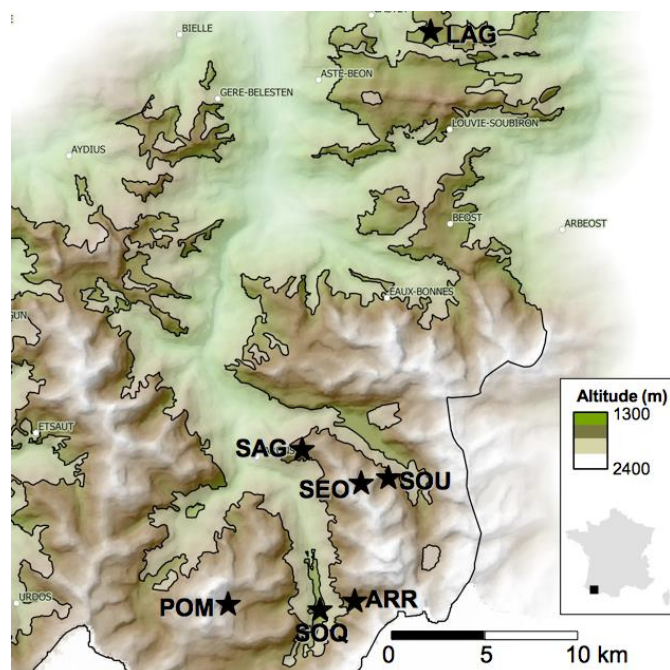


Fig. 205. Vallée d'Ossau avec la localisation des sites d'étude (étoiles noires). LAG: Lagouare, SAG: Sagette, SEO: Séous, SOU:Soussouéou, POM: Pombie, SOQ: Soques, ARR: Arrious. Gamme altitudinale de *P. apollo*, à partir de 1300 m au sein de la zone d'étude (contours noirs). Source : Cartographie Ecumène 2017 et E. Valadas, BD-ALTI GEOFLA2016

- Délimitation des sites d'étude

Dans le secteur étudié, les limites de l'aire occupée par une population de *P. apollo* seront facilement identifiables lorsque le milieu favorable, une pelouse rocailleuse qui abrite des plantes-hôtes, représente un patch au sein d'une matrice non favorable à l'installation des plantes-hôtes (e.g. forêt), ou difficilement identifiable, lorsque les sites présentent un vaste milieu favorable (jusqu'à plusieurs dizaines d'hectares). De plus, lors des prospections de 2016, qui ont permis de localiser les populations étudiées, la pression d'observation n'a pas été équivalente (temps passé sur chaque site et dates de prospection), ce qui influence la probabilité de contacter l'espèce. Ces deux aspects limitent la capacité à définir précisément l'aire occupée par *P. apollo* au sein de chaque site. La première étape a donc consisté à délimiter précisément les sites d'étude (Fig. 206). Pour cela, un pointage GPS des stations de plantes-hôtes, en commençant au niveau des zones prospectées l'année passée, est effectué. En effet, la présence de plantes-hôtes est déterminante pour la présence de *P. apollo* (DESCHAMPS-COTTIN, 1998). Pour les sites qui présentent un vaste milieu favorable, la surface délimitée s'attache à ne pas dépasser 15 ha afin de faciliter l'échantillonnage. Globalement, l'accessibilité reste un facteur limitant (les zones à plus de 2h de marche et/ou trop pentues, donc impossibles d'accès, sont exclues). *In fine*, les sites d'étude varient de 5,3 à 15,6 hectares (moyenne=8,6 ha), avec, par ordre de grandeur : SOQ=5,3 ha, POM=6,3 ha, LAG=7,2 ha, SOU=7,3 ha, SEO=9 ha, ARR =9,3 ha et SAG=15,6 ha.

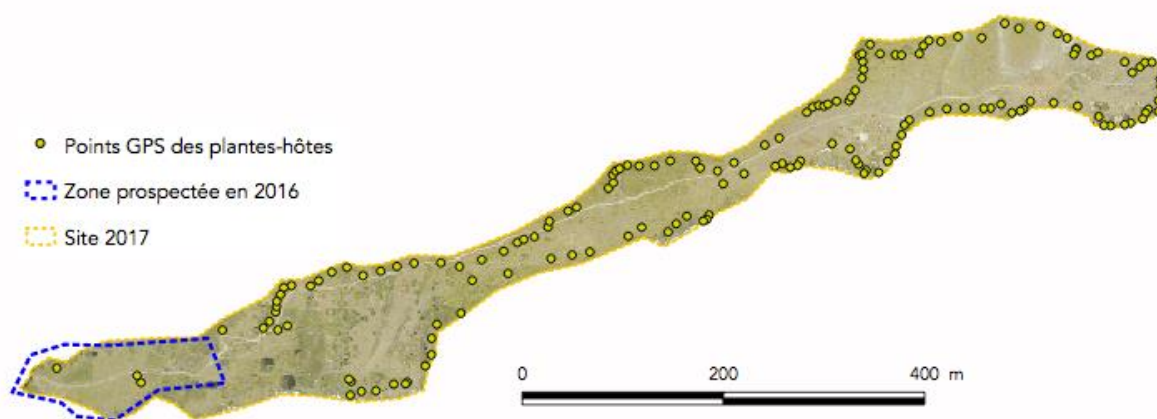


Fig. 206. Méthode type de délimitation des sites d'étude (Arrious). Pointage GPS (points jaunes) en partant de la zone prospectée en 2016 (pointillés bleus) qui permet de définir le site d'étude (pointillées jaunes). Cartographie E. Valadas

- Plan d'échantillonnage

Des études comportementales indiquent que les imagos restent cantonnés sur une partie de leur habitat favorable (DESCHAMPS-COTTIN, 1998 ; Mathieu Molières, comm. pers.). Le plan d'échantillonnage est basé sur une approche par maille, ce qui permet de prendre en compte l'utilisation hétérogène de l'espace par la population, au sein des sites. La structure des habitats étant hétérogène, avec des zones rocheuses, où se développent principalement les plantes-hôtes et des zones de pelouses, où se retrouvent les plantes nectarifères, la méthode d'échantillonnage stratifié aléatoire est choisie de manière à obtenir trois mailles en milieu rocheux et deux mailles en milieu de pelouse, et ainsi intensifier l'échantillonnage sur les milieux rocheux. La délimitation de ces deux strates s'est faite par photointerprétation, par le biais d'un Système d'Information Géographique (QGIS Las Palmas 2.18), à une échelle de 1/1000^{ème}. Cette échelle permet de vectoriser finement la présence de rochers, même de faible surface. Une zone est définie comme rocheuse lorsqu'elle comprend des rochers espacés de moins de 10 mètres, et donc visuellement dense (Fig. 207). Par le biais d'un quadrillage de 50 x 50 m, couvrant l'ensemble du site, chaque maille est définie comme de milieu rocheux, lorsqu'elle comprend au moins 50% de zone rocheuse, ou de milieu de pelouse dans le cas échéant. Cette surface a été choisie car elle correspond à la résolution disponible des variables topographiques. Pour chaque strate, le nombre de mailles tiré aléatoirement dépend de la localisation des stations météorologiques présentes sur les sites, installées pour mesurer localement la température et l'humidité (Fig. 207). Par exemple, si les deux stations météorologiques se trouvent sur des mailles de milieu rocheux, une seule maille pour cette strate et deux pour les mailles de milieu de pelouse seront tirées aléatoirement. L'objectif de cette sélection est d'obtenir systématiquement pour chaque site, trois mailles en milieu rocheux et deux mailles en milieu de pelouse. Les deux stations météorologiques sont comprises dans des mailles, qui sont elles sélectionnées par défaut. *In fine*, cinq mailles par site sont échantillonnées, soit 35 mailles au total.

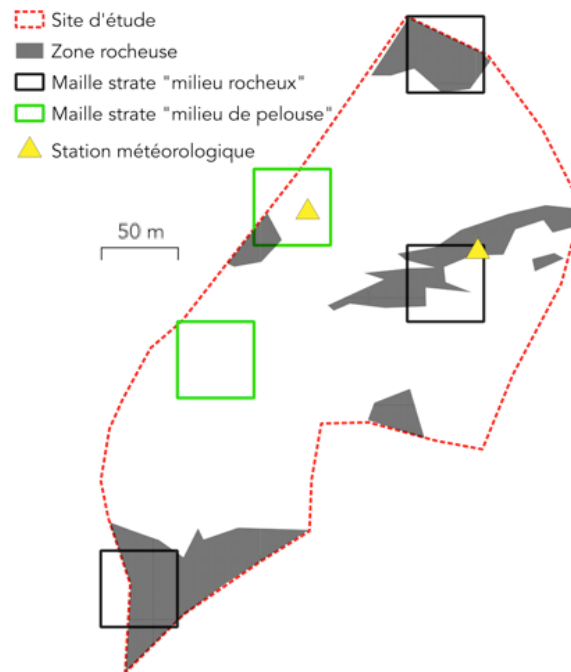


Fig. 207. Plan d'échantillonnage type sur le site de Pombie. Vectorisation des zones rocheuses (en gris) pour obtenir trois mailles de milieu rocheux (carrés noirs) et deux mailles de milieu de pelouse (carrés verts) de 50 x50 m, dont deux sont équipées de stations météorologiques (triangles jaunes)

- Estimation de l'abondance de *P. apollo*

La méthode de comptage par point fixe a été choisie, car la topographie des sites rend le terrain peu praticable à la réalisation de la méthode par transect, habituellement privilégiée pour l'étude des lépidoptères rhopalocères, et l'imago, très caractéristique, est facilement identifiable à distance (Fig. 208).

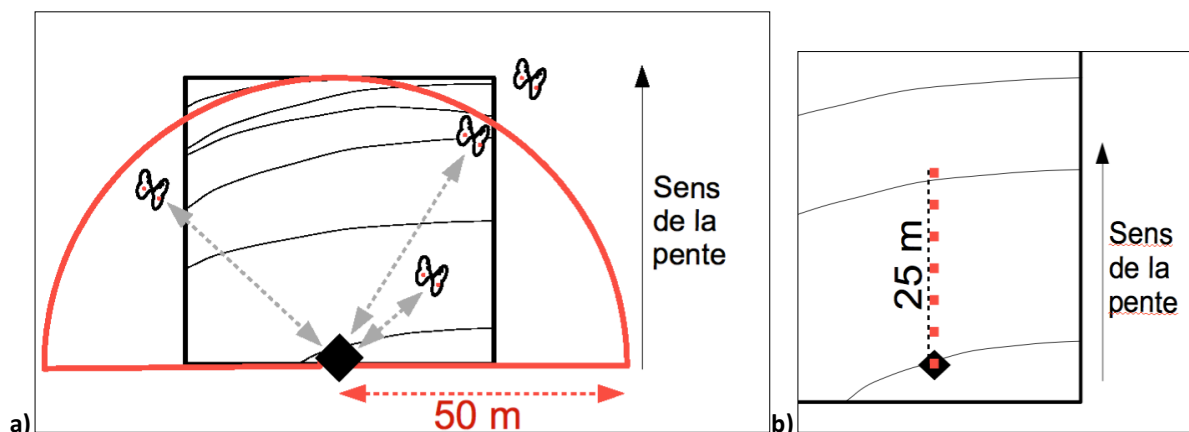


Fig. 208. Méthode de comptage par point fixe (a) et méthode d'échantillonnage par quadrat (b).

Maille d'échantillonnage (bordures noires épaisses) avec les courbes de niveau (lignes noires fines). Point fixe d'observation (losange noir) placé en bas de la pente au sein de la maille. (a): l'observateur compte la distance aux individus (flèches grises) compris dans un rayon semi-circulaire de 50 m (contours rouges). (b): sept quadrats sont espacés régulièrement tout les 3 mètres (carrés rouges) le long d'un transect de 25 m (ligne noire en pointillés). Le premier quadrat est placé au niveau du point fixe d'observation (losange noir).

Un point d'observation fixe par maille est placé de manière à avoir la plus grande visibilité sur l'ensemble de la maille. Ce point d'observation semi-circulaire est placé selon plusieurs critères. Dans un contexte de pente, l'observateur se place en bas de celle-ci afin d'avoir l'angle de vision en direction de la pente. Lorsque la pente est trop faible et la visibilité homogène au sein de la maille, la direction sud, choisie subjectivement, est privilégiée systématiquement. Les points sont géolocalisés en amont, par analyse spatiale (QGIS Las Palmas 2.18), avec l'aide des courbes de niveau (Fig. 208a). Les points peuvent être décalés une fois sur le terrain si la visibilité n'est pas suffisante. Il s'agit d'avoir au moins à 50 m de vision dégagée, sur la majorité de la demi-sphère d'observation, afin d'obtenir une probabilité de détection similaire entre chaque point d'observation. Le comptage dure cinq minutes, pendant lesquelles l'observateur relève la distance, en mètre, à laquelle chaque individu est détecté à son point initial. Cette durée est privilégiée pour réduire les risques de double-comptage tout en permettant une détection significative des individus présents (BUCKLAND & HANDEL, 2006).

Une photographie de la demi-sphère d'observation est réalisée en amont, et les distances exactes de chaque repère fixe (naturel ou matérialisé avec de la rubalise) au point d'observation sont mesurées avec un décimètre, puis inscrites sur la photographie (Fig. 209). Lors du comptage, ce support photographique permet de définir rapidement et avec une meilleure précision la distance à laquelle l'individu est contacté. *Parnassius apollo* se contacte tout particulièrement en vol, et donc en déplacement. Afin d'éviter le risque de double-comptage, les individus présents dans un même secteur sont considérés comme détectés s'ils sont observés en simultanément. Dans le cas contraire, seulement une détection est validée. Trois espèces de lépidoptères rhopalocères sont susceptibles d'être confondues avec *P. apollo* : la Piéride du chou (*Pieris brassicae* – *Pieridae*) et le Gazé (*Aporia crataegi* – *Pieridae*), par leur taille et leur couleur, et le Semi-apollo (*Parnassius mnemosyne* – *Papilionidae*), par son comportement de vol. Cependant, une vérification aux jumelles permet aisément de confirmer l'espèce, au moins jusqu'à 50 m.

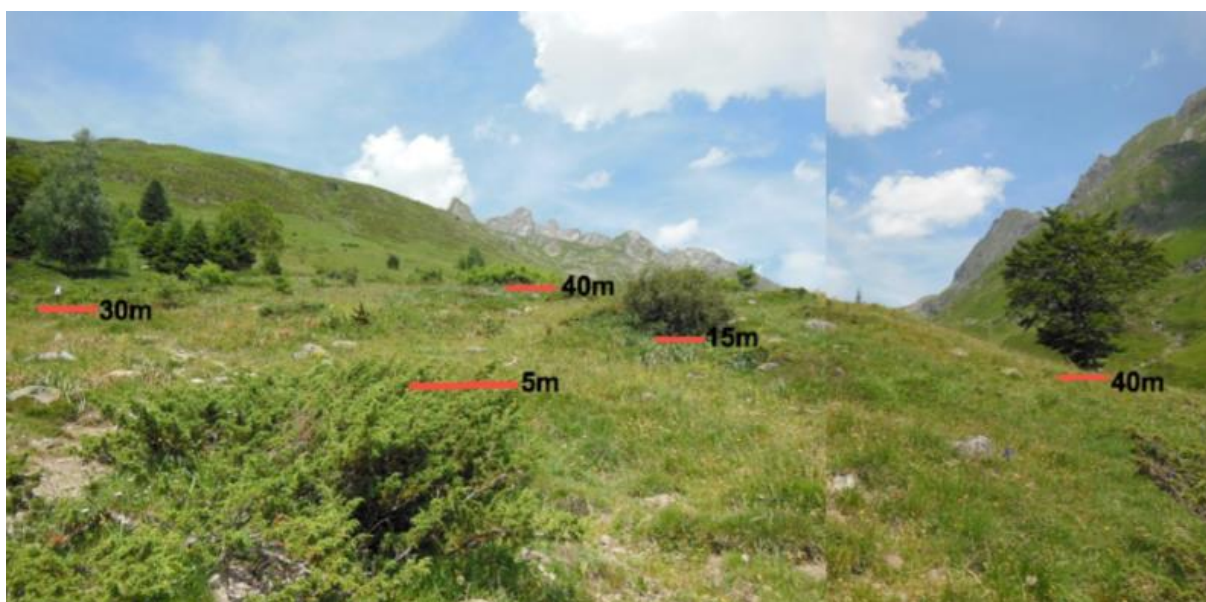


Fig. 209. Exemple de photographies d'aide à l'évaluation des distances.

Les relevés ont été réalisés au mieux sous des conditions météorologiques favorables : couverture nuageuse $\leq 50\%$; pas de pluie ; vent $\leq 6\text{m/s}$; température comprise entre 16°C et 35°C , entre 10h et 16h (MALLARD, 2016b). A la fin de chaque comptage, l'heure, la date, les conditions météorologiques (couverture nuageuse, vent maximum, température et humidité relative) sont notées, ces dernières

avec l'aide d'un anémomètre/thermomètre/hygromètre (Litoclimate LM8000). Ces facteurs sont pris en compte car ils peuvent influencer l'activité de vol des imagos et donc la probabilité de détection.

- Disponibilité de ressources alimentaires et de zones de thermorégulation

La présence de plantes-hôtes est indispensable à la chenille de *P. apollo*, qui s'en nourrit d'un grand nombre pour se développer (FRED & BROMMER, 2003). La présence de plantes nectarifères est également importante pour l'espèce. En se nourrissant du nectar, la femelle permet la maturation des œufs et l'augmentation de la fécondité (FRED *et al.*, 2006). Les relevés ont été effectués entre le 20 juin et le 4 juillet 2017. Malgré des conditions météorologiques estivales début juin, ayant entraîné une fonte des neiges et un début de floraison précoces, peu d'espèces de plantes nectarifères ou de plantes-hôtes étaient en fleur au moment des relevés. Pour les *Sedum* sp., la détermination à l'espèce au stade végétatif peut s'avérer délicate, des morphotypes ont donc été choisis. Le morphotype *S. album* considère les sedums à feuille ovoïde et de grande taille, le morphotype *S. anglicum* comprend les petits sedums à feuilles embrassantes, et enfin, le morphotype *S. rupestre* regroupe deux espèces : *S. rupestre* et *S. sediforme* ; il s'agit de grands sedums aux feuilles terminant en pointe. La présence de micro-habitats est également indispensable à la survie des chenilles de *P. apollo* (e.g. thermorégulation). Le sol nu offre un microclimat plus chaud, au contraire de la présence des arbustes, qui permet un maintien plus long du manteau neigeux (ASHTON *et al.*, 2009). Enfin, l'abandon du pâturage entraîne un reboisement rapide des pelouses (STEFANESCU *et al.*, 2011) et conduit à une restriction des aires de répartition et une perte d'habitats favorables pour *P. apollo* (DESCHAMPS-COTTIN, 1998). A l'inverse, le surpâturage peut avoir un fort impact négatif pour les populations de *P. apollo*, notamment si le troupeau est présent au mois de mai et qu'il piétine les chenilles (COSSON, 1995).

Sur chaque maille, sept quadrats de 1 m² sont positionnés systématiquement tous les trois mètres le long d'un transect de 25 m. Le premier quadrat est placé au niveau du point d'observation et le transect suit l'axe d'observation sélectionné pour l'estimation de la densité de *P. apollo* (Fig. 208b). L'écartement entre chaque quadrat a été défini de manière à capter l'hétérogénéité du milieu, tout en permettant l'échantillonnage sur une distance linéaire couvrant la moitié de la longueur d'un côté de la maille. Il y a 35 quadrats par site soit n=245. Pour chaque quadrat, sous-quadrillé en cellule de 25 x 25 cm, le recouvrement relatif de chaque espèce de plante-hôte et de chaque genre de plante nectarifère est relevé, ainsi que le pourcentage de sol nu, selon deux types : roche (rocher, dalle rocheuse) ou autre substrat (pierre $\phi < 10$ cm et terre) ; et le pourcentage de couverture ligneuse. La hauteur moyenne (cm) de la strate ligneuse et de la strate herbacée sont également relevées.

- Disponibilité des micro-habitats

Distance aux zones boisées

La présence de forêt peut influencer les conditions climatiques locales (e.g. ombrage, coupe-vent). Pour chaque maille, la variable correspondant à la distance à la forêt la plus proche, en mètre, est relevée. Cette variable paysagère est issue de la base de données IGN (ign.fr) d'occupation du sol, selon la nomenclature Corine Land Cover 2012. Celle-ci, réalisée à l'échelle nationale, ne permet pas d'avoir une précision fine à l'échelle des sites. Afin d'améliorer la précision, les limites des zones boisées sont modifiées en amont autour et au sein des sites, à une échelle fixe de 1/2500^{ème}, par photo-interprétation. Une vérification sur le terrain de l'occupation du sol est aussi effectuée.

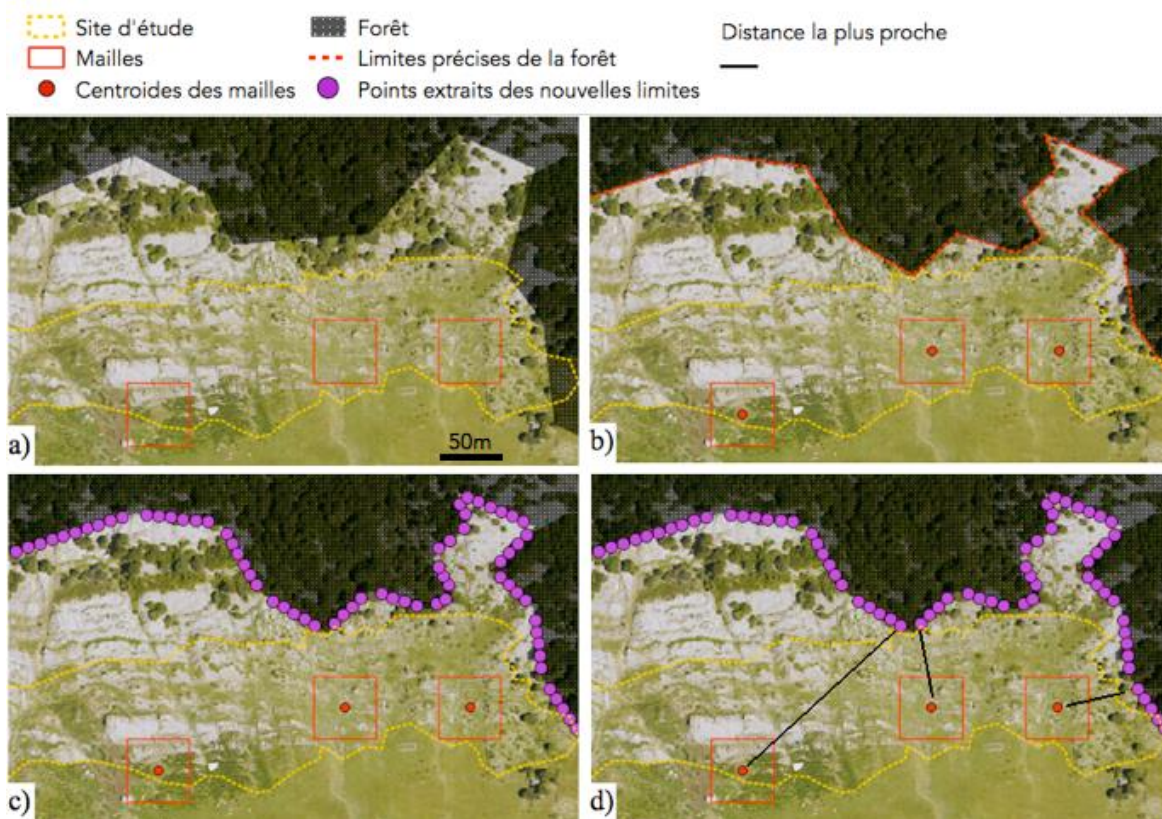


Fig. 210. Méthode de calcul de distance des points d'échantillonnage à la forêt la plus proche.

a) Couche brute d'occupation du sol "Forêt" (zones grisées) ; b) Première étape : Modification des limites de la couche d'occupation du sol "Forêt", par photointerprétation ; c) Troisième et quatrième étape : Transformation de la couche surfacique d'occupation du sol en couche de point, et extraction des centroïdes des mailles échantillonnées ; d) Dernière étape : Utilisation de l'outil "Matrice des distances", qui calcule la distance la plus proche de la couche d'occupation du sol "Forêt" à chaque centroïde.

Topographie

La topographie, au niveau local, peut avoir des effets sur la présence de microclimats (WILSON *et al.*, 2015). La pente et l'exposition sont deux facteurs pouvant influencer l'ensoleillement, qui favorise *P. apollo*. Par exemple, dans le massif des Ecrins (Alpes du Sud), l'espèce affectionne une pente comprise entre 25 et 40°, exposée au sud jusqu'à l'est (DESCHAMPS-COTTIN, 1998). L'irradiance du secteur étudié (Wh.m^{-2}), c'est-à-dire l'énergie radiative journalière reçue par le sol, a été modélisée et intégrée comme variable, en collaboration avec un bureau d'étude de géomatique (Ecumène - Becheler), car elle joue un rôle important dans la présence de *P. apollo* (EE *et al.*, 2015). Dans le secteur étudié, les populations de *P. apollo* se répartissent entre 1300 à 2000 mètres d'altitude (GOURVIL *et al.*, 2016). Dans un contexte de changement climatique, les populations de basse altitude pourraient être plus fragiles, la chenille ayant besoin d'une couverture neigeuse suffisamment importante pour passer l'hiver (PARMESAN, 1996 ; WILSON *et al.*, 2005). Il est donc possible que les sites de haute altitude abritent une population plus importante, étant données les conditions climatiques potentiellement plus favorables à la survie des chenilles. L'altitude peut également influencer la dynamique et le cortège de végétation. L'étude d'Ashton *et al.* (2009) montre en effet que la chenille de *P. apollo* ne se retrouve pas sur la même mosaïque d'habitat en fonction de l'altitude.

– Conditions climatiques locales

Dans le cadre du programme "les sentinelles du climat", des stations météorologiques HOBO (HOBO U23 Pro v2, Hobo®, Onset Computer Corporation, Bourne, MA, USA) sont installées dans toute la région Nouvelle-Aquitaine depuis 2016. Ce matériel a déjà été utilisé dans des études d'effet du changement climatique sur la phénologie des essences d'arbres en zone tempérée européenne (VITASSE *et al.*, 2011) et sur la phénologie de rhopalocères méditerranéens (STEFANESCU *et al.*, 2003). Pour l'étude présente, des stations supplémentaires ont pu être installées, à 1,3 m du sol afin de prendre en compte les variations climatiques pouvant influencer la présence de *P. apollo* à l'échelle du micro-habitat.

Placées en direction du sud (MALLARD, 2016b), elles sont dotées d'une sonde protégée par un abri météorologique RS3-B, qui relève la température avec une précision de $\pm 0,21^{\circ}\text{C}$, et l'humidité de l'air avec une précision de $\pm 2,5\%$. Les données sont enregistrées une fois par heure pendant toute la durée du suivi.

Deux mailles par site ont été équipées. Le plan d'échantillonnage a été adapté par rapport à la localisation initiale des stations. Deux stations ont été installées au cours de l'été 2016, sur Lagouare et Arrious, les 12 autres entre le 31 mai et le 3 juillet 2017. Les stations ont été positionnées de manière à être discrètes, en particulier lorsqu'elles se situent dans des zones fréquentées, protégées des troupeaux, et sur un substrat permettant l'installation du piquet qui sert de support à la station. Une station est systématiquement installée au sein d'une zone de présence avérée, lorsque celle-ci a pu être délimitée lors des prospections de 2016. La seconde a été installée afin d'avoir une meilleure réplification des données et de capter les variations microclimatiques d'un site. Elle est positionnée de manière à être éloignée de la première, mais toujours au sein du site. Elles sont séparées de 110 à 670 m (moyenne=315 m). Les données de température et d'humidité enregistrées ont été extraites à l'issue des trois passages, à partir du 3 juillet 2017.

– Traitement et analyse des données

Traitement des variables sous Système d'Information Géographique

Les variables topographiques et la variable "Distance à la forêt la plus proche" ont été traitées sous un Système d'Information Géographique (QGIS Las Palmas 2.18).

L'outil d'analyse spatiale 'Matrice des distances' a été utilisé pour traiter la variable "Distance à la forêt la plus proche". Une fois que les contours de la couche surfacique "Forêt" sont transformés en points, espacés tous les 10 m, l'outil mesure la distance du point "Forêt" le plus proche des centroïdes de chaque maille.

Les variables topographiques ont été extraites à partir du Modèle Numérique de Terrain de la BD-ALTI50m, sous format raster, à une résolution de 50 m. Les valeurs de chaque variable ont ensuite été extraites à partir des centroïdes de chaque maille. L'irradiance ($\text{Wh}\cdot\text{m}^{-2}$), disponible sous format raster, a été modélisée à partir de l'altitude grâce à l'algorithme de Scharmer and Greif par le bureau d'étude Ecumène. Le modèle est réalisé pour la date du 21 juin 2017 et prend en compte le modèle de l'ombre portée du relief environnant.

Données climatiques

Le logiciel d'exploitation utilisé pour traiter les données climatiques est HOBOWARE PRO V3.0.X LOGICIEL. Il permet de visualiser les séries d'enregistrement en fonction du temps et de calculer la température moyenne et l'humidité moyenne sur la période du 3 au 18 juillet 2017.

Les données de température et d'humidité relative des stations les plus proches à chaque centroïde de maille échantillonnées ont été utilisées. La distance maximale entre une maille et sa station de référence est de 253,6 m (moyenne=95,9 m).

Traitement statistique

Des modèles de régression linéaires (LM) ont été utilisés pour étudier l'abondance relative de *P. apollo*. Une analyse en composante principale (ACP), couplée d'une classification ascendante hiérarchique (CAH) ont été réalisées sur les sites étudiés. La corrélation des 15 variables explicatives candidates (Tab. XCVII) a été testée avec la méthode de Spearman pour les variables continues, leur distribution ne suivant pas une loi normale, et avec une anova pour les variables catégorielles. Toutes les combinaisons des variables non corrélées (seuil de tolérance à 0,6) ont été testées. Le facteur aléatoire site a également été testé pour tenir compte de la corrélation spatiale entre les différentes mailles de chaque site. La sélection des modèles a été effectuée sur la base de l'Akaike's Information Criterion spécifique aux petits échantillons (AICc) et de la différence d'AICc ($\Delta AICc$). Les modèles avec un $\Delta AICc$ inférieur à 2 ont été traités avec la méthode du Bayesian Model Averaging (BMA). Les analyses ont été réalisées sous R (Version 1.0.143 – © 2009–2016 RStudio, Inc.) à l'aide des packages *ade4*, *lme4*, *AICcmodavg*, *MuMIn* et *effects*.

Tab. XCVII. Nom, intitulé complet, unité et nature des 15 variables candidates

Variable			Unité	Nature
1	<i>recPh</i>	Recouvrement de plantes-hôtes	%	Continue
2	<i>recPn</i>	Recouvrement de plantes nectarifères	%	Continue
3	<i>recSN</i>	Recouvrement de sol nu	%	Continue
4	<i>recLigneux</i>	Recouvrement de ligneux	%	Continue
5	<i>hauLigneux</i>	Hauteur moyenne des ligneux	cm	Continue
6	<i>hauHerb</i>	Hauteur moyenne de la strate herbacée	cm	Continue
7	<i>ALT</i>	Altitude	m	Continue
8	<i>PEN</i>	Pente	°rad	Continue
9	<i>EXP</i>	Exposition (Nord, Est, Sud, Ouest)	4 classes	Catégorielle
10	<i>IRR</i>	Irradiance	Wh.m ⁻²	Continue
11	<i>temp_moy</i>	Température moyenne du 3 au 18 juillet 2017	°C	Continue
12	<i>HR_moy</i>	Humidité relative de l'air moyenne du 3 au 18 juillet 2017	%	Continue
13	<i>vent_moy</i>	Moyenne des rafales de vent sur trois passages	m/s	Continue
14	<i>strate</i>	Strate de " milieu rocheux " ou de " milieu de pelouse "	2 classes	Binaire
15	<i>distForet</i>	Distance à la forêt	m	Continue

• Résultats

– Estimation de l'abondance de *P. apollo*

Pour estimer l'abondance de *P. apollo*, trois passages ont été effectués. Le premier passage a été réalisé le 3 juillet, et le dernier le 26 juillet, soit un passage tous les 7 à 10 jours. La durée de vie de *P. apollo* étant estimée à 20 jours en moyenne (DESCHAMPS-COTTIN, 1998), l'espacement entre chaque passage n'est pas suffisant pour considérer que les individus détectés d'un passage à l'autre étaient différents. L'abondance de *P. apollo* de chaque point a donc été estimée en prenant le nombre total d'individus détectés dans un rayon de 50 m autour de l'observateur (soit 0,39 hectares) par passage (n=3). 129 individus ont été comptés au total. La présence de *P. apollo* a pu être confirmée sur 14 points (un individu compté sur au moins un des trois passages). Sur ces points, entre 0 et 6 individus ont été comptés par passage, soit $1,79 \pm 1,69$ individus par passage (moyenne \pm erreur standard).

A l'échelle des sites (Fig. 211), une plus forte densité est observée sur SAG ($9,06 \pm 3,34$) et SEO ($3,76 \pm 2,54$) par rapport à LAG ou SOQ, où la densité estimée est de $0,51 \pm 1,14$ individus par hectare. SAG possède également une plus forte densité que POM ($2,05 \pm 2,87$) et ARR ($1,71 \pm 0,6$).

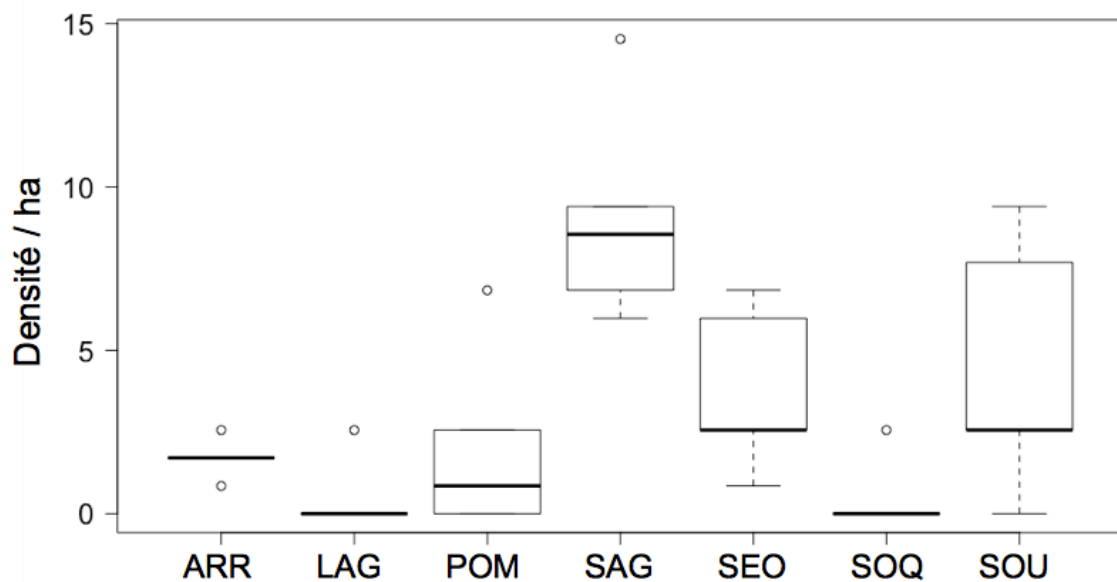


Fig. 211. Médianes et intervalles de confiance de la densité relative de *P. apollo* par site (nombre d'individus/ha). ARR=Arrious, LAG=Lagouare, POM=Pombie, SAG= Sargette, SEO=Séous, SOQ=Soques, SOU=Soussouéou

– Caractérisation des sites d'étude

L'analyse en composantes principales (Fig. 212) explique 70,1% des valeurs avec deux axes, sélectionnés avec la méthode du bâton brisé. L'axe 1 explique 43,7% des données observées. Les variables qui contribuent le plus à cet axe sont l'altitude à 15,25%, et la température moyenne de juillet à 13,46%. Les variables qui contribuent le plus à l'axe 2 (26,3% de contribution absolue) sont l'irradiance à 24,15%, le recouvrement de sol nu à 18,48% et le vent moyen à 18,1%. L'altitude semble être corrélée négativement avec la température moyenne de juillet. Le site POM est caractérisé par son fort recouvrement de plantes-hôtes, et représente le site le plus altitudinal. Les sites de SOU, SOQ, ARR et LAG sont les sites de plus basse altitude et avec les températures les plus douces. SOQ et LAG pourraient avoir une humidité relative plus importante qu'ARR et SOU. SAG est principalement

caractérisée par son altitude élevée et SEO par sa faible irradiance et sa hauteur de ligneux importante. La densité d'individus/hectare ne participe que peu à caractériser un site (2,27% sur l'axe 1 et 2,52% sur l'axe 2).

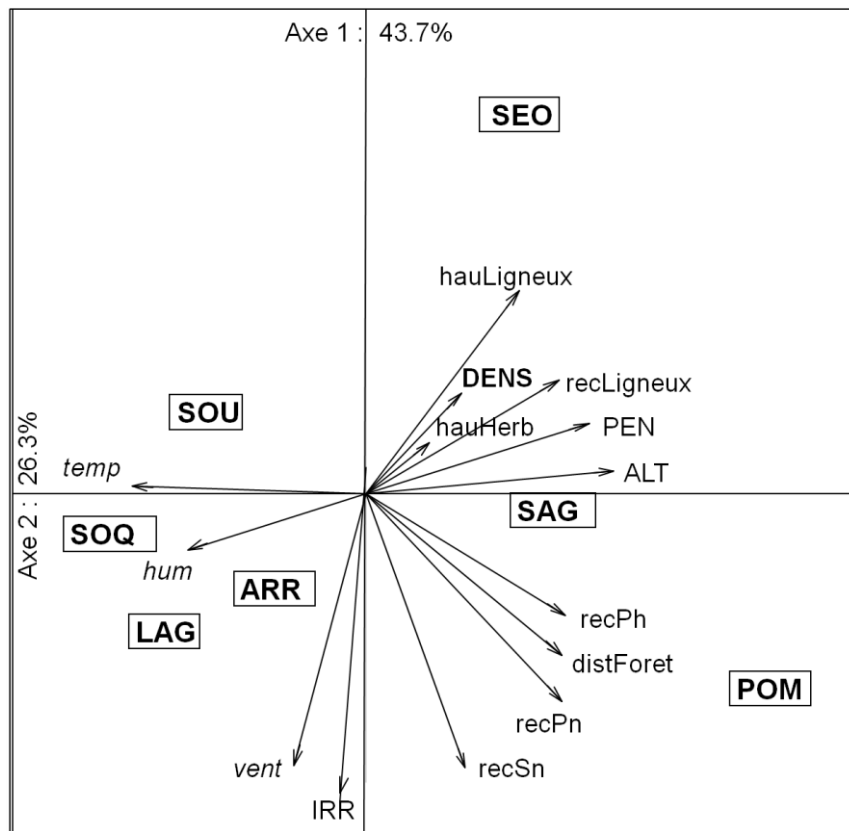


Fig. 212. Analyse en composantes principales des sites (encadrés) en fonction des variables climatiques (italiques).

temp : température, hum : humidité relative et vent ; des variables topographiques (majuscules) avec PEN : pente, ALT : altitude, IRR : irradiance, et des variables de micro-habitat (minuscules) avec hauLigneux : hauteur de ligneux, recligneux : recouvrement de ligneux, hauHerb : hauteur de la strate herbacée, recPh : recouvrement des plantes-hôtes, recPn : recouvrement des plantes nectarifères, recSn : recouvrement de sol nu, distForet : distance à la forêt ; et de la densité relative de *P. apollo* (DENS)

Le dendrogramme issu d'une classification hiérarchique des sept sites étudiés rassemble les sites en trois groupes (Fig. 213). Le nombre de groupes est défini selon la moyenne de y (=hauteur). Les quatre sites de basse altitude ressortent comme un groupe. Potentiellement, ces sites pourraient être séparés en sous-groupe par rapport aux radiations solaires (IRR), qui semblent plus importantes sur LAG et ARR. Le site de SEO semble se différencier des autres sites par son faible taux d'irradiance et confirme l'ACP. SAG et POM sont plutôt groupés par rapport à leur altitude élevée ainsi qu'à leur important taux de recouvrement en plante-hôte.

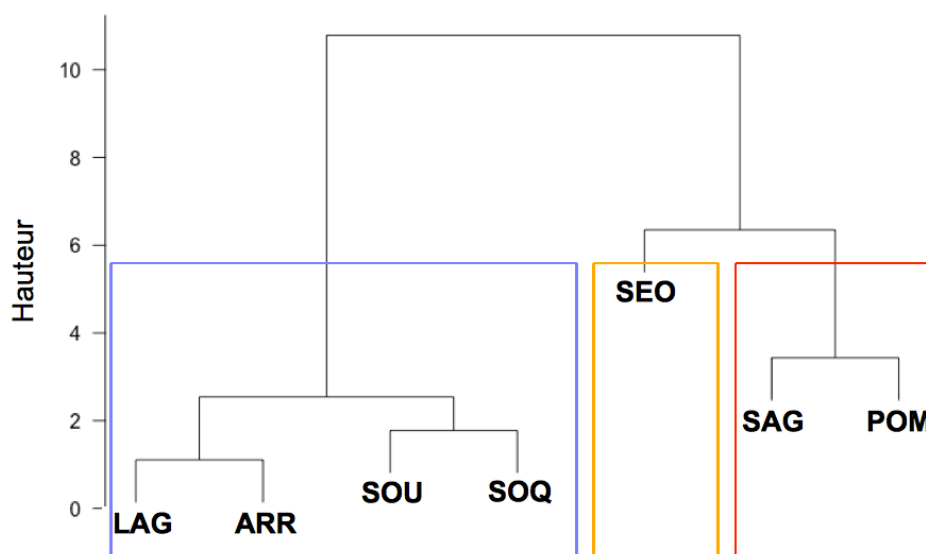


Fig. 213. Classification ascendante hiérarchique des sites LAG: Lagouare, ARR: Arrious, SOU: Soussouéou, SEO: Séous, SAG: Sagette et POM: Pombie

- Disponibilité des ressources alimentaires et de micro-habitat

Les corrélations des 15 variables explicatives ont été étudiées. Le type de milieu (variable "Strate") a été écarté car il était corrélé avec le recouvrement de sol nu ($P=0,009$). La température moyenne de juillet ($Rho= -0,893$) et l'humidité relative moyenne de juillet ($Rho= -0,78$) étaient significativement corrélées avec l'altitude. Elles étaient également corrélées entre-elles ($Rho= -0,64$). Dans le cadre de l'étude sur le changement climatique, ces variables sont *a priori* importantes à considérer. Pour cette raison, trois modèles, comprenant une de ces trois variables, ont été comparés en amont afin de sélectionner le modèle avec le plus petit AICc. Cette sélection a permis de privilégier le modèle le plus parcimonieux, qui comprend la variable d'humidité relative. 12 variables ont donc été incluses pour la réalisation du modèle de régression linéaire, après vérification de la normalité des résidus (p -value = 0,249). La corrélation spatiale entre les points de chaque site (effet aléatoire site) n'a pas été prise en compte, le jeu de données n'étant pas assez grand pour permettre au modèle de faire des prédictions.

Cinq modèles ont un $\Delta AICc$ inférieur à 2 (Tab. XCVIII). Ces modèles ont été utilisés pour estimer l'influence de chacun des paramètres pris en compte, à l'aide de la méthode de model averaging. Les huit variables, présentes dans au moins l'un des modèles retenus, ont été étudiées par le *model averaging*. Les variables "recouvrement de ligneux", "recouvrement de sol nu", "hauteur de la strate herbacée" et "pente" n'ont pas été interprétées. Une représentation graphique du modèle avec le plus petit AICc a permis d'interpréter graphiquement les résultats, en plus de l'interprétation des pentes issue du model averaging. De plus, ce modèle considère les six variables significativement influentes pour le model averaging.

Tab. XCVIII. Modèles linéaires comprenant la variable "humidité relative moyenne" sélectionnés selon la valeur d'AICc.

Cinq modèles présentent un $\Delta AICc < 2$. recPH : recouvrement de plante-hôte, recPN:recouvrement de plante nectarifère, IRR : irradiance, EXP : exposition, hL : hauteur moyenne des ligneux, HR: Humidité relative moyenne, distF : distance à la forêt, vent : moyenne du vent maximal sur les trois passages.

Variables comprises dans les modèles	Nbre de paramètres	AICc	$\Delta AICc$	Poids (W)
recPH+recPN+IRR+EXP+HR+distF	11	347.2	0	0.106
recPH+IRR+EXP+HR+distF	10	348.5	1.29	0.056
recPH+recPN+IRR+EXP+HR+hL	11	348.6	1.35	0.054
recPH+recPN+IRR+EXP+HR+distF+hL	12	348.7	1.5	0.050
recPH+recPN+IRR+EXP+HR+distF+vent	12	348.9	1.68	0.046

Plantes-hôtes et nectarifères

Dans le cas d'une exposition est, et avec une valeur nulle pour les autres variables traitées (e.g. recouvrement nul de plantes-hôtes), l'abondance estimée de *P. apollo* est de $18,84 \pm 3,48$ individus (moyenne estimée globale sur l'ensemble des sites \pm erreur standard ajustée). A partir de cet intercept, le *model averaging* montre un effet positif significatif du recouvrement de plantes-hôtes (Fig. 214c), avec une augmentation de $0,051 \pm 0,009$ individu par unité de recouvrement, et une influence négative du recouvrement de plantes nectarifères, de $-0,07 \pm 0,03$, sur l'abondance de *P. apollo*. Cependant, le modèle montre une grande incertitude pour estimer l'effet du recouvrement de plantes nectarifères (Fig. 214d). Une tendance confirmée par l'intervalle de confiance proche de zéro ($-0,131$; $-0,0003$) donné par le *model averaging*.

Micro-habitat

L'irradiance et la distance à la forêt ont un effet négatif significatif (Fig. 214a et b), mais avec une faible pente, respectivement de $-0,0012 \pm 0,0004$ et $-0,0007 \pm 0,0003$. Les expositions ouest, nord ou sud influencent négativement l'abondance (Fig. 214f), avec un effet plus fort pour une exposition ouest ($-2,16 \pm 0,4$) que pour une exposition sud ($-0,87 \pm 0,42$).

Cette dernière tendance est significative malgré un intervalle de confiance proche de zéro ($-1,69$; $-0,06$). Enfin, l'humidité relative moyenne de juillet influence négativement l'abondance, une diminution de $-0,09 \pm 0,03$ individus par unité de pourcentage d'humidité est prédite par le *model averaging*. L'humidité relative est corrélée négativement avec l'altitude ($\rho > 0,60$), où un seuil peut s'observer à partir de 1650 m (Fig. 215). A partir de cette altitude, la gamme d'humidité est plus restreinte et varie entre 65 et 67%, contre 69 et 81,5% entre 1370 et 1650m. La hauteur de ligneux et la vitesse du vent semblent avoir une influence, mais l'absence de significativité ne permet pas de déterminer si leur effet est plutôt positif ou négatif.

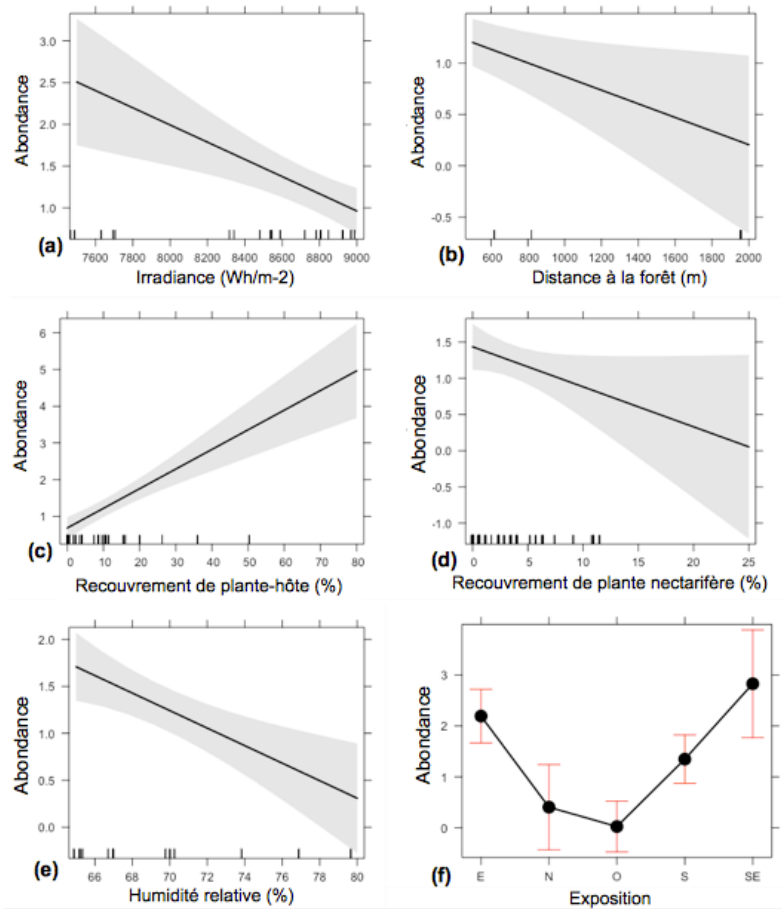


Fig. 214. Modèle de régression linéaire de l'abondance de *P. apollo* en fonction de l'irradiance (a), de la distance à la forêt (b), du recouvrement de plantes-hôtes (c), du recouvrement de plantes nectarifère (d), de l'humidité relative de juillet (e) et de l'exposition est " E ", nord " N ", ouest " O " et sud " S " (SE=sans exposition) (f)

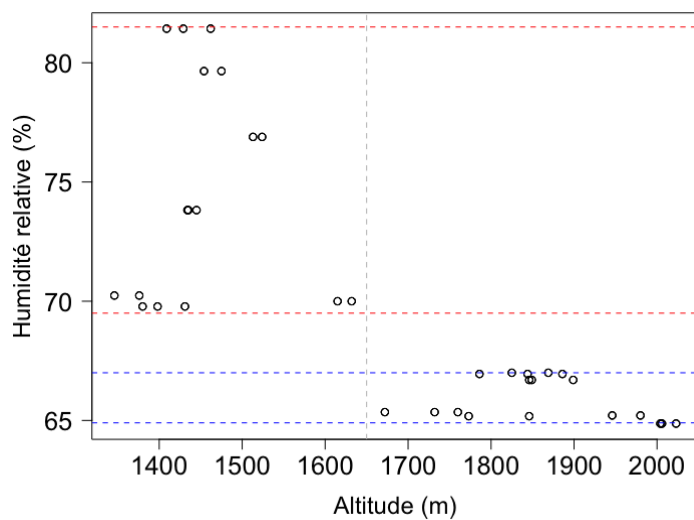


Fig. 215. Relation négative entre l'humidité relative et l'altitude. Points d'échantillonnages (Points), gamme d'humidité entre 1300 et 1650 m d'altitude (lignes rouges), gamme d'humidité entre 1650 et 2000 m d'altitude (lignes bleues), seuil d'altitude entre les deux gammes (ligne grise)

- Synthèse des principales caractéristiques de la structure de l'habitat, des conditions climatiques et de la topographie présentes sur les sites d'étude

Plantes-hôtes et nectarifères

Lors de l'échantillonnage, 14 espèces de plantes-hôtes potentielles ont été recensées sur l'ensemble des sites, les sites abritent entre 3 et 7 espèces, la moyenne par site est de $4,29 \pm 1,70$ espèces (moyenne \pm erreur standard). Elles ont été contactées à différentes proportions (Fig. 216). Plus de 77% font partie du genre *Sedum* (dans l'ordre de proportion : *S. album*, *S. anglicum*, *S. brevifolium*, *S. rupestre*, *S. atratum*, *S. annuum*, *S. dasyphyllum* et *S. sediforme*) et 19,4% appartiennent au genre *Sempervivum*, où les trois espèces présentes en métropole ont été contactées : *S. montanum*, *S. tectorum* et *S. arachnoideum*. Le groupe des *Saxifraga* représentent 3,7%, avec trois espèces contactées : *S. hirsuta*, *S. intricata* et *S. paniculata*. Le recouvrement relatif moyen de plantes-hôtes est de $10,71 \pm 16,77$ %. Le recouvrement moyen des plantes nectarifères est de $3,74 \pm 5,18$ %, il provient essentiellement de la présence des *Carduus* et des *Cirsium*.

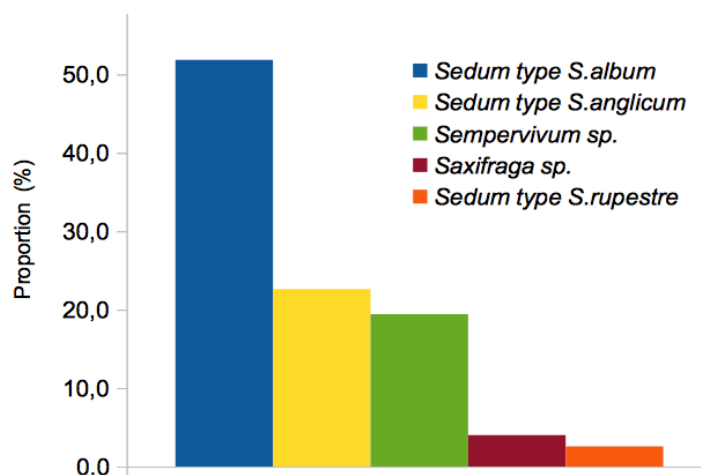


Fig. 216. Proportion des différentes espèces et morphotypes de plantes-hôtes recensées sur les sites d'étude

Recouvrement de sol nu

Le recouvrement moyen de sol nu est de $33,53 \pm 24,18$ %. Il regroupe l'ensemble des substrats de sol nu : des dalles rocheuses à la terre.

Ligneux

Sept espèces et deux genres de ligneux bas ont été rencontrés sur l'ensemble des sites. Il s'agit, dans l'ordre de proportion, de *Calluna vulgaris*, *Vaccinium myrtillus*, *Rhododendron ferrugineum*, *Juniperus communis*, *Vaccinium uliginosa*, *Rosa* sp. et *Thymus* sp., *Rubus idaeus* et *Arctostaphylos uva-ursi* (seulement sur un quadrat). Le recouvrement relatif moyen est de $35,75 \pm 52,73$ % (moyenne \pm erreur standard). Deux sites présentent un taux de recouvrement très élevé, il est de $81,09 \pm 64,15$ % sur Séous et de $97,14 \pm 54,54$ % sur Pombie.

Distance à la forêt

La forêt la plus proche du site de Pombie se situe à plus de 2 kilomètres. Pour les autres sites, la distance à la forêt la plus proche varie de 25 à 400 mètres. Sur l'ensemble des sites, la distance moyenne est de $459 \pm 672,33$ mètres.

Conditions climatiques

La température moyenne est de $16,29 \pm 0,68^\circ\text{C}$, l'humidité relative de $70,14 \pm 5,45\%$, et le vent moyen de $2,74 \pm 0,99$.

Topographie

En moyenne sur les sept sites, la pente est de $56,57 \pm 22,34$ degrés, l'altitude de $1666 \pm 222,5$ mètres et l'irradiance de $8742 \pm 538,3$ Wh.m⁻². Concernant l'exposition, Lagouare, Sagette et Arrious sont principalement exposés au sud-est, Soussouéou et Séous se tournent majoritairement vers au sud-ouest, Soques vers nord-ouest et Pombie est exposé plein sud.

• Discussion

Les préférences écologiques de *P. apollo* dans les Pyrénées-Atlantiques ont été étudiées pour mieux connaître son écologie dans le secteur, et ainsi développer un protocole pour le suivi à long terme de ses populations face au changement climatique. Dans cette étude, la disponibilité des ressources alimentaires et des micro-habitats a été analysée sur sept populations présentes en vallée d'Ossau. Les résultats montrent qu'au moins huit variables environnementales, de nature écologique, topographique et climatique, influencent à plus ou moins grand effet, les dynamiques de population de *P. apollo* dans les Pyrénées-Altantiques. Les populations étudiées forment trois groupes suivant les paramètres d'altitude, de température moyenne et d'irradiance.

- Validation de la méthode d'estimation d'abondance de *P. apollo*

Sur les 35 points échantillonnés, la présence de *P. apollo* a été confirmée sur 14 points. Les 11 points restants pourraient potentiellement correspondre à des zones non favorables à *P. apollo*. En effet, cette espèce est facilement détectable lorsqu'elle est présente, car c'est un papillon de grande taille, avec un comportement de vol caractéristique, il est également actif lors des journées ensoleillées (WILSON *et al.*, 2015). Il est nécessaire de poursuivre les comptages sur plusieurs années, au moins les deux prochaines années du programme, afin de déterminer si ces zones sont réellement évitées par *P. apollo*, dont les déplacements journaliers moyens n'excèdent pas 400 m (BROMMER & FRED, 1999).

- Effet de la disponibilité des ressources alimentaires sur *P. apollo*

Le modèle montre une influence négative du recouvrement des plantes nectarifères sur l'abondance de *P. apollo*, ce résultat rejette l'hypothèse de départ d'un effet positif de ces espèces sur *P. apollo*. En effet, la présence de plantes nectarifères attire les adultes. L'espèce pourrait même être dépendante de la ressource en nectar, qui permet la maturation des œufs et l'augmentation de la fécondité (FRED *et al.*, 2006). La campagne d'échantillonnage s'est effectuée en juin pour des raisons logistiques. A cette saison en milieu montagnard, les plantes nectarifères des genres *Scabiosa* et *Centaurea* sont difficilement identifiables lorsqu'elles ne sont pas en fleur, ou sont au stade végétatif, ce qui ne les rend pas détectables. La présence de ces genres a pu être confirmée ou infirmée lors des relevés d'abondance (suivi phénologique des plantes nectarifères), plus tardifs, mais seulement quelques pieds ont pu être comptés lors du relevé de végétation et intégrés au taux de recouvrement. Au contraire, les rosettes des *Carduus* et des *Cirsium* sont visibles et facile à identifier. Les espèces de ces deux genres se développant sur des sols riches en nutriments, elles sont typiques des milieux pâturés et déterminent le caractère méso-eutrophe d'une pelouse (Ludovic Olicard, comm.pers.). Cette variable pourrait donc refléter la pression de pâturage, plutôt que la disponibilité en plantes

nectarifères. Dans ce cas, l'influence négative prédit par le modèle pourrait indiquer un effet négatif du sur-pâturage, notamment sur les sites où les troupeaux d'estive arrivent en mai (COSSON, 1995). Il est nécessaire de mener des recherches plus approfondies sur cet effet, comme par exemple en caractérisant les habitats pour faire ressortir la présence de pelouses méso-eutrophes, en estimant la pression de pâturage par la présence de rejets (dont font partis les *Carduus* et les *Cirsium*), en fonction de la densité de bouses, ou encore selon l'indice de pâturage d'unité gros bétail UGB). La variable « hauteur de la strate herbacée », souhaitant refléter la pression de pâturage, n'est pas ressortie dans le modèle. Cette variable était cependant à considérer avec précaution, car la hauteur de la végétation n'est pas dépendante que du pâturage, mais aussi du type de sol ou de l'altitude à laquelle elle se développe (DIERIG *et al.*, 2006).

L'importance d'un recouvrement important en plantes-hôtes, comme l'ont déjà démontré plusieurs auteurs (WIKLUND, 1984 ; DESCHAMPS-COTTIN, 1998 ; FRED & BROMMER, 2003), a bien été confirmée. En effet, l'abondance de plantes-hôtes chez les espèces monophages ou oligophages, comme la chenille de *P. apollo* (DESCIMON, 1995), est particulièrement importante car elles seront dépendantes seulement de ces quelques espèces (CURTIS *et al.*, 2015).

- Effet de la disponibilité de micro-habitats sur *P. apollo*

Les résultats montrent une influence positive des expositions est et sud sur l'abondance de *P. apollo*. Ces résultats, qui concordent avec ceux de Deschamps-Cottin (1998) sur les préférences de *P. apollo* dans les Alpes, viennent appuyer l'hypothèse d'une préférence de *P. apollo* pour les zones chaudes et ensoleillées. L'exposition ouest ressort comme l'exposition la moins favorable, pourtant plus ensoleillée que l'exposition nord. Ce résultat vient potentiellement de la difficulté à obtenir des données d'exposition précises, en particulier sur le site d'Arrius, qui est un vallon trop étroit pour être capté avec une résolution de 50 mètres. Afin, de ne pas alourdir le modèle, l'étude a pris le parti de simplifier l'exposition à quatre classes, ce qui réduit également la précision. Le modèle indique également une influence négative de l'irradiance sur l'abondance de *P. apollo*, un résultat qui rejette l'hypothèse de départ, que ce facteur, reflétant un micro-climat plus chaud, ait une influence positive sur *P. apollo*. Cependant, l'étude de Fourcade & Öckinger (2017) sur *Pyrgus armoricanus* (Lepidoptera – Hesperidae), montre une relation positive de l'irradiance sur la présence de *P. armoricanus* (plus un patch d'habitat possède une irradiance élevée, plus ce patch sera occupé d'une année sur l'autre), mais pas d'influence significative de l'irradiance sur l'abondance (FOURCADE & ÖCKINGER, 2017).

Même si les zones microtopographiques, particulièrement abondantes en milieu montagnard, offrent localement des zones de refuge aux espèces présentes (WILSON *et al.*, 2015 ; KONVICKA *et al.*, 2016) et permettent un maintien des populations face aux effets du changement climatique (LAWSON *et al.*, 2014), il est nécessaire d'avoir des milieux favorables les plus larges possibles et connectés (WILSON *et al.*, 2015). Avec une activité pastorale en déclin, la vallée d'Aspe est particulièrement boisée. Parallèle à la vallée d'Ossau, elle abrite quelques populations de *P. apollo*. Une autre population est également connue en vallée de la Soule (GOURVIL *et al.*, 2016). Il s'agit probablement de la population la plus occidentale française, et possède un enjeu local de conservation de ce fait particulièrement important. Alors que le changement climatique et la fragmentation des habitats sont deux pressions majeures qui menacent la biodiversité (OPDAM & WASCHER, 2004), ces populations isolées et fragmentées pourraient réagir différemment face au changement climatique, et être moins résilientes (WILSON *et al.*, 2009) que les populations présentes en vallée d'Ossau.

- Effet des conditions climatiques et microclimatiques sur la présence de *P. apollo*

Effet de l'altitude, de l'humidité et de la température relative

L'altitude est corrélée négativement avec l'humidité relative de l'air et la température. A partir de 1650 m d'altitude, la gamme d'humidité relative observée est plus restreinte et les valeurs moins élevées qu'à basse altitude. Ce seuil d'humidité pourrait correspondre au changement d'étagement altitudinal, de l'étage montagnard à l'étage subalpin, où les formations forestières changent (ALI *et al.*, 2002), entraînant potentiellement cette différence d'humidité marquée. D'après les résultats, l'humidité semble importante à considérer pour la dynamique de population de *P. apollo*, qui est influencée négativement par ce facteur climatique. Elle valide l'hypothèse selon laquelle, en contexte de changement climatique, la dynamique de population puisse être favorisée en altitude du fait de meilleures conditions climatiques (WILSON *et al.*, 2005 ; WILSON *et al.*, 2015). Cependant à haute altitude, l'environnement devient minéral et les milieux favorables sont donc restreints (absence de pelouse et de plantes nectarifères).

Effet microclimatique des zones boisées

L'abondance de *P. apollo* diminue avec l'éloignement à la forêt. Ce résultat pourrait confirmer l'hypothèse d'un effet coupe-vent des zones boisées (TOIVONEN *et al.*, 2017), qui pourrait être bénéfique à *P. apollo*. Il est aussi possible que cet habitat offre un microclimat plus frais, pouvant être attractif lorsque la température est trop élevée (KLECKOVA & KLECKA, 2016). Cependant, la forêt a tendance à garder plus d'humidité (CROCKATT & BEBBER, 2015), ce qui contredit le résultat concernant l'influence négative de l'humidité sur l'abondance de *P. apollo*. Une forme quadratique de cette variable pourrait être attendue, pour s'affranchir de l'effet lisière, mais le modèle testé avec cet effet n'est pas ressorti. L'effet lisière a aussi potentiellement été supprimé car les points échantillonnés étaient à une distance minimum de 24 mètres de la zone boisée la plus proche.

Effet microclimatique de la strate ligneuse

D'après le modèle, le pourcentage de recouvrement de ligneux n'influence pas la dynamique des populations étudiées. Pourtant, *P. apollo* est une espèce qui affectionne les milieux ouverts tels que les pelouses rocailleuses (LAFRANCHIS *et al.*, 2015), à faible recouvrement arbustif (COSSON, 1995). La fermeture du milieu reste une menace pour cette espèce, car ses populations se développent sur des zones restreintes (VAN SWAAY *et al.*, 2006), elles sont donc sensibles à la fermeture du milieu. La hauteur du manteau neigeux et la durée d'enneigement jouent un rôle primordial dans la survie de l'œuf et de la chenille de *P. apollo* (ASHTON *et al.*, 2009 ; WILSON *et al.*, 2015). Une diminution du manteau neigeux est observée depuis les années 60, et ce phénomène est renforcé en dessous de 2000 m (LE TREUT, 2013). Les arbustes ont la capacité de retenir la neige plus longtemps (ASHTON *et al.*, 2009) donc cette dynamique végétale, jusqu'à un certain point, pourrait cependant être bénéfique à *P. apollo* dans cette partie de la chaîne pyrénéenne, notamment dans les prochaines décennies, où dans les Pyrénées, le manteau neigeux pourrait diminuer de 50 à 100%, et la durée d'enneigement passer de trois à deux mois d'ici la fin du siècle (LE TREUT, 2013). Les populations présentes dans des milieux constitués en grande partie de landes basses pourraient alors tirer bénéfice du manteau neigeux, plus résistant en milieu fermé, malgré le faible recouvrement en plante-hôte.



7.2.2 Suivi Apollon et cortège lepidoptérique associé

La mise en place de ce suivi a débuté en 2016, année pendant laquelle des tests de protocole et des prospections avaient été réalisées.

- **Matériel et méthode**

- Sélection des sites

Un total de 5 sites à suivre avait initialement été défini. Ce nombre avait été estimé insuffisant par le conseil scientifique du programme. Il a donc été porté à 10 afin d'augmenter l'échantillonnage.

Chaque site devait présenter les caractéristiques suivantes :

- présence d'une population de *Parnassius apollo* (observations directes ou données bibliographiques issues de la plateforme associative faune-aquitaine.org et de données ponctuelles de naturalistes),
- site présentant une superficie minimale d'habitats favorables (pelouses caillouteuses thermophiles avec présence de plantes hôtes (*Sedum spp.*, *Sempervivum spp.*) et plantes nectarifères (*Cirsium spp.*, *Scabiosa columbaria*, *Carduus spp.*, etc.), l'objectif étant de placer un ou plusieurs transects,
- accessibilité de la zone (moins d'une heure de marche pour accéder au site),
- obtenir un échantillonnage de sites variés en altitude, exposition et en contexte géographique (piémont, cœur de chaîne, fond de vallée, etc.)
- dans la mesure du possible, les sites faisant déjà l'objet d'un suivi dans le cadre du programme (marmottes, bourdons, lézards) ont été privilégiés.

Les dix sites apparaissent en vert sur la Fig. 217 (les sites en rouge, issus des prospections réalisées en 2016, n'ont pas été validés).

Sept sont situés en vallée d'Ossau (Lagouare, Sagette, Séous, Soussouéou, Sagette, Soques, Pombie) deux en vallée d'Aspe (Peyrenère, Somport) et un dans la province Basque de la Soule (Bizkarzé) (Fig. 217–Fig. 218).

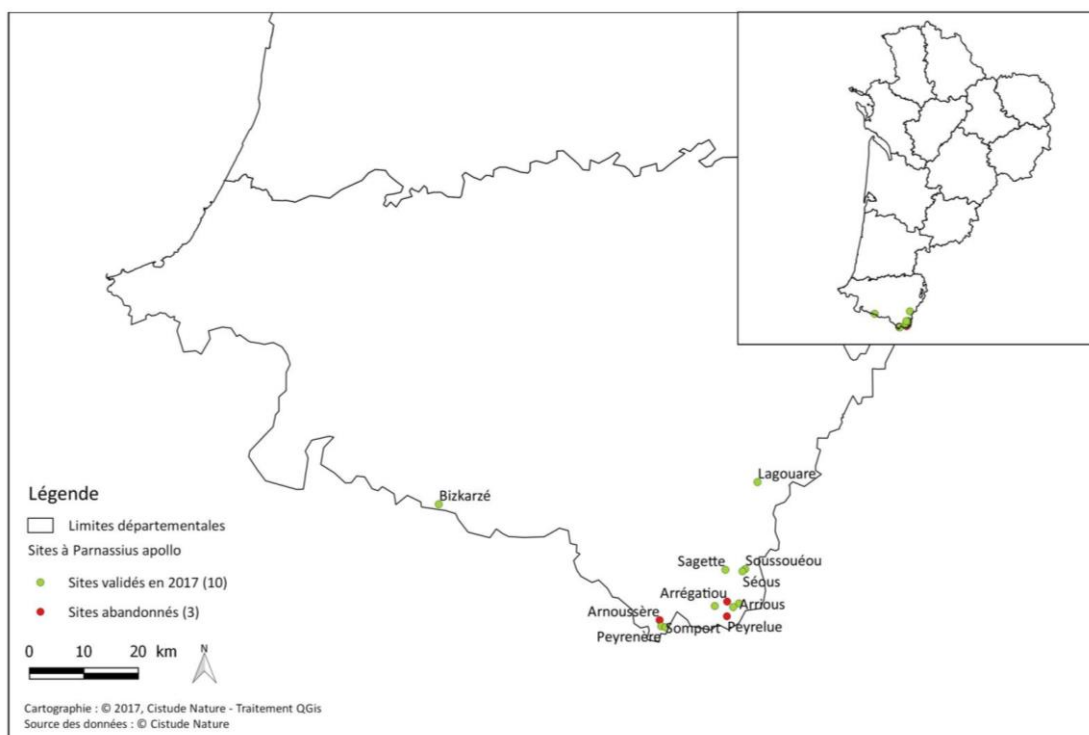


Fig. 217. localisation des sites en Aquitaine

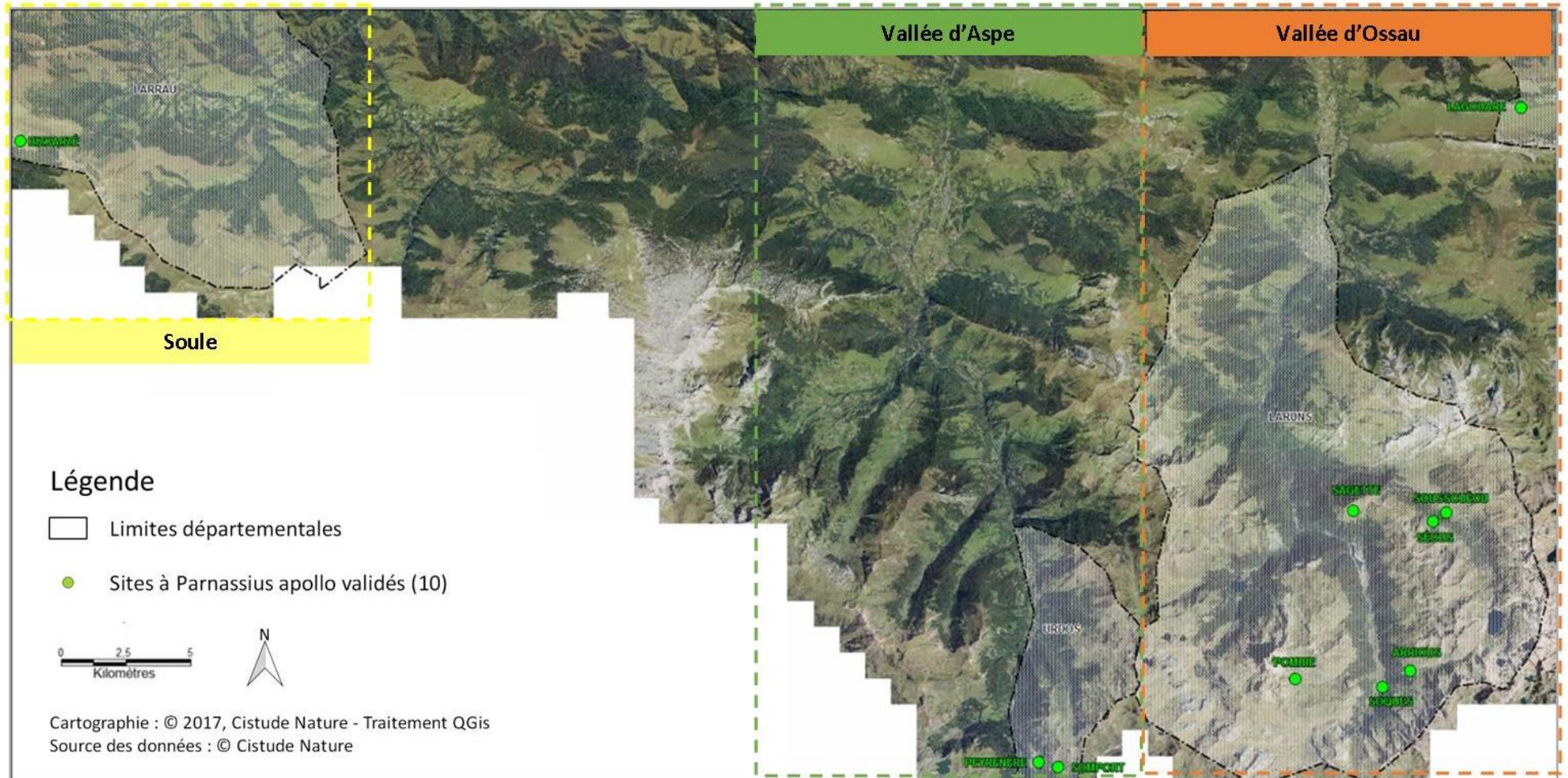


Fig. 218. localisation des sites par vallée.

– Description des sites choisis

Le Tab. XCIX suivant présente de façon synthétique les principales caractéristiques des sites sélectionnés.

Tab. XCIX. principales caractéristiques des sites sélectionnés

Vallée	Commune	Site	Numéro transect	Départ (wgs84)		Arrivée (wgs84)		Longueur (m)	Altitude (m)		Exposition dominante
				N	W	N	W		Départ	Arrivée	
Ossau	Louvie-Juzon	Lagouare	1	██████	██████	██████	██████	150	1433	1428	Sud
Ossau			2	██████	██████	██████	██████	150	1420	1414	Sud
Ossau	Laruns	Séous	1	██████	██████	██████	██████	150	1783	1778	Nord-est
Ossau	Laruns	Soussouéou	1	██████	██████	██████	██████	150	1445	1444	Nord-est
Ossau	Laruns	Pombie	1	██████	██████	██████	██████	150	1979	1991	Est
Ossau	Laruns	Arrious	1	██████	██████	██████	██████	150	1686	1691	Sud
Ossau			2	██████	██████	██████	██████	150	1649	1640	Sud
Ossau	Laruns	Soques	1	██████	██████	██████	██████	150	1408	1405	Ouest
Ossau	Laruns	Sagette	1	██████	██████	██████	██████	150	1827	1816	Sud-ouest
Aspe	Urdos	Peyrenère	1	██████	██████	██████	██████	150	1444	1451	Sud-ouest
Aspe	Urdos	Somport	1	██████	██████	██████	██████	150	1567	1562	Sud-ouest
Soule	Larrau	Bizkarzé	1	██████	██████	██████	██████	150	1549	1542	Sud

La surreprésentation de la vallée d'Ossau s'explique par le fait que les populations de *P. apollo* sont beaucoup plus nombreuses dans cette partie des Pyrénées béarnaises, les conditions climatiques (influence atlantique moins marquée) et topographiques (altitudes supérieures) favorisant la présence d'habitats favorables.

Le site de Bizkarzé est, d'après les connaissances actuelles, la station de *P. apollo* la plus occidentale des Pyrénées.

Les expositions dominantes des sites sont variées même si l'exposition sud est logiquement majoritaire, *P. apollo* affectionnant les habitats thermophiles.

La gamme d'altitude varie de 1400 m pour le site le plus bas (Soques) à 2000 m pour le plus élevé (Pombie). Ces altitudes correspondent aux limites altitudinales de sa répartition théorique dans les Pyrénées-occidentales (Gourvil et al., 2016).

Cette variété de localisation, d'exposition et d'altitudes offre un échantillonnage assez représentatif de la plasticité écologique de *P. apollo* et permettra de comparer les réponses de chaque population et du cortège lépidoptérique associé au changement climatique.

– Définition et positionnement des points d'échantillonnage

Le positionnement des points d'échantillonnage (transect) a été défini en fonction de la présence d'habitats favorables à *P. apollo*. L'étude menée sur la caractérisation des niches écologiques de l'espèce ainsi que les suivis habitats réalisés par le CBNPMP ont permis de mieux définir les exigences écologiques. Son habitat est majoritairement constitué d'une mosaïque de pelouses montagnardes et dalles rocheuses. Ce sont donc préférentiellement au sein de ces habitats que les transects ont été positionnés.

Un transect a été mis en place par site. Lorsque la superficie d'habitats jugés favorables le permettait un deuxième transect a été positionné comme à Lagouare et Arrious (Fig. 219).

Les transects ont été positionnés en suivant au mieux les courbes de niveau (Annexe 48).

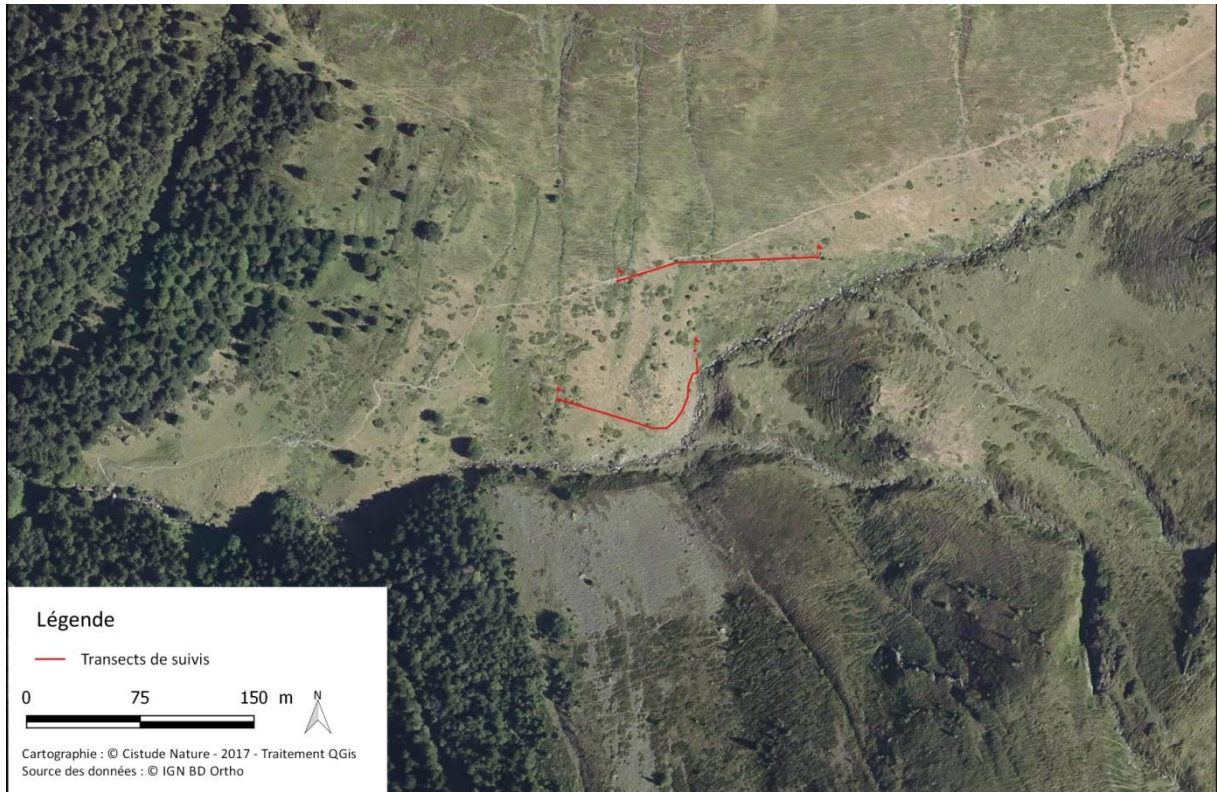


Fig. 219. localisation des transects

Fiches descriptives

Chaque transect a fait l'objet d'une fiche descriptive afin de faciliter son relevé. Diverses informations y sont mentionnées : temps d'accès au site, itinéraire, description des points de départ et d'arrivée, etc. (Fig. 220)

Site : ██████████	Numéro transect : 1	Localisation générale 
Exposition : sud	Longueur: 150 m	
Altitude départ : 1686m	Altitude arrivée : 1691m	
Description : Départ sur la HRP au niveau d'un bloc rocheux à Erica vagans et après 2 ruisseaux « empierrés ». Puis une vingtaine de mètres après prendre une sente visible sur la droite. Quelques cairns marquent le tracé. Arrivée au niveau d'un bloc rocheux avec Rosa.		

	<p>- Accès : se garer au niveau du caillou de Soques puis emprunter la HRP en direction du col d'Arrious (P).</p> <p>- Accès au site depuis la voiture : 40 min de marche (***)</p>
--	---

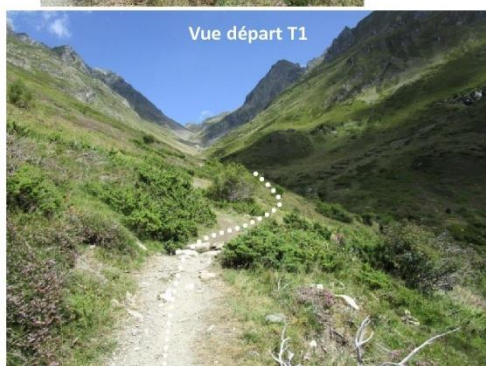


Fig. 220. exemple d'une fiche descriptive – Site d'Arrious – Transect n°1

– Méthodes de relevés et détermination des espèces

Ce protocole est inspiré du protocole STERF (Suivi temporel des rhopalocères de France), basé sur des comptages réguliers d'imagos le long de transects préalablement définis (MANIL & HENRY, 2007).

L'observateur parcourt le transect, dont la longueur varie en fonction du milieu étudié, en 10 min (\pm 1 min) en identifiant et comptabilisant l'ensemble des imagos présent au sein d'une boîte imaginaire de 5 m³ (Fig. 221). Le transect doit être positionné au sein d'un habitat homogène et, spécificité du milieu montagnard, parallèlement aux courbes de niveau.

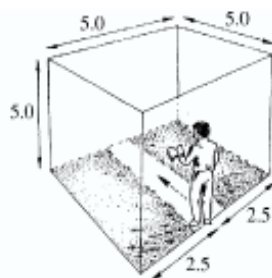


Fig. 221. "Boîte virtuelle" (MANIL & HENRY, 2007).

En 2016, la longueur avait été fixée à 200 mètres pour le suivi « Apollon et cortège lépidotérique associé ». Ce choix avait été motivé par des tests effectués sur 2 sites (Lagouare et Séous) où les conditions topographiques et la diversité spécifique permettaient de positionner et relever des transects de cette dimension.

Après de nouveaux tests en 2017, cette longueur a été ramenée à 150 mètres en raison des contraintes principalement topographiques sur la majeure partie des sites rendant difficile voire impossible le positionnement de transect de 200 mètres en respectant les critères « habitat homogène » et « parallèle aux courbes de niveaux ». La sécurité de l'observateur a dû également être prise en compte, certaines pentes très marquées présentant des risques de « dévissage ». De plus, la forte diversité spécifique associée à un grand nombre d'individus rencontrés sur certains sites (Arrious notamment) rendait impossible le relevé des 200 mètres en 10 minutes.

La détermination se fait à vue. Pour les espèces à détermination délicate, il est possible de capturer l'individu pour une détermination rapide en main. Si la détermination est plus délicate le ou les individu(s) seront placés dans une boîte pour une détermination postérieure (après le transect).

Si l'espèce n'a pu être déterminée, elle pourra faire l'objet d'un prélèvement (hors espèce protégée) pour une analyse en laboratoire (analyse des genitalias par exemple) (méthode expliquée en §4.2.1).

Dans le cas d'individus d'espèces non identifiées et non capturées, l'observateur essaiera dans la mesure du possible de noter la famille ou le genre. Sinon, l'individu sera noté « indéterminé ».

Rappelons ici que l'observateur devra être le même du début à la fin du suivi afin de limiter les biais observateurs.



– Conditions météorologiques requises

Les suivis sont effectués entre 10h et 18h dans les conditions météorologiques suivantes : présence d'une couverture nuageuse d'au maximum 75% et sans pluie; vent inférieur à 6 sur l'échelle de Beaufort (39 à 49 km/h) ; température d'au moins 13°C pour un temps ensoleillé ou d'au moins 17°C pour un temps nuageux. Les suivis sont réalisés jusqu'à une température de 35°C maximum.

– Nombre de campagne de relevés

Quatre passages par site et par an sont effectués entre juin et août, soit un passage toutes les trois semaines environ. Le début des relevés sera dépendant de la couverture neigeuse restante. En 2016 il a fallu attendre fin juin pour que l'ensemble des sites soient accessibles. En 2017, le printemps chaud et sec a permis de débiter les prospections beaucoup plus tôt (début juin). Théoriquement, les relevés devraient être effectués deuxième ou troisième semaine de juin, première ou deuxième semaine de juillet, dernière semaine de juillet ou première semaine d'août, et troisième ou dernière semaine d'août afin de couvrir la période théorique de vol de *P. apollo*.

– Fiche de relevés

La fiche de saisie utilisée lors des relevés de transects est identique à celle utilisée pour les lépidoptères de plaine (Annexe 10).

– Suivi simplifié de la phénologie des plantes hôtes et nectarifères

Un suivi phénologique des plantes hôtes et nectarifères de *P. apollo* a été testé en 2017. L'objectif de ce suivi était de disposer d'éléments pour évaluer les variations potentielles de la phénologie chez des plantes vitales à *P. apollo*. En effet, des modifications de la période de floraison, fructification, dessiccation de certaines plantes hôtes ou nectarifères pourraient impacter *P. apollo* dont le cycle est intimement lié à ces espèces. Ce suivi permet également d'estimer l'abondance de chaque espèce sur le transect.

La méthode de relevé consistait à quantifier le nombre de pieds et le stade phénologique des plantes suivies :

- début de floraison : les boutons floraux sont majoritaires ;
- pleine floraison : les fleurs épanouies sont majoritaires ;
- fructification : les fruits sont majoritaires.

La première liste de plantes (hôte et nectarifères), établie à partir de données bibliographiques, a été proposée par le CBNSA.

- Pour les plantes hôtes, les espèces des genres *Sedum*, *Sempervivum* et *Saxifraga*
- Pour les plantes nectarifères, les espèces à floraison violette, pourpre, rose

Une fiche spécifique a été créée pour les relevés de terrain (Annexe 49).



– Suivi habitats

Ce travail a été réalisé par le Conservatoire Botanique National Pyrénées et Midi-Pyrénées. L'objectif était de réaliser un inventaire des syntaxons présents au sein de chaque site, ainsi qu'une description des habitats de chaque transect.

L'objectif principal de ce suivi est d'obtenir un état des lieux de la composition et de la dynamique végétale pour chaque site. Ces données, qui seront mises à jour tous les 6 ans, devraient permettre d'évaluer les modifications de milieu qui pourraient entraîner des changements au sein de cortège de lépidoptères.

Ce suivi a également permis d'affiner les connaissances sur l'écologie de l'Apollon et ses niches écologiques préférentielles.

Carrés paysagers

Pour chaque site un carré paysager de 25 m de côté a été positionné en tenant compte :

- de la diversité d'habitats,
- de la présence de lisières,
- du tracé du transect.

Au sein de chaque carré, un relevé phytosociologique et un schéma de répartition des principaux habitats ont été réalisés.

Transects

Les transects Apollon ont également fait l'objet d'un inventaire des habitats complété par une identification de leurs limites et de leur répartition.

• Résultats exploratoires

- Evaluation du protocole de suivi

Positionnement des transects

Douze transects de 150 m ont donc été positionnés sur les dix sites. Huit de ces dix sites sont situés au cœur de la chaîne : Sagette, Séous, Soussouéou, Sagette, Soques, Pombie, Peyrenère, Somport. D'après les connaissances actuelles les sites de Lagouare et Bizkarzé correspondent aux données respectivement la plus septentrionale et la plus occidentale de *P. apollo* d'Aquitaine. Les populations de l'Apollon semblent de plus relativement isolées et donc particulièrement sensibles à tout changement climatique, notamment.

Plusieurs difficultés ont été rencontrées lors de la définition des transects. Les contraintes topographiques ont fortement influencé le nombre et le positionnement précis des transects. La difficulté majeure étant de positionner le transect parallèlement aux courbes de niveau de manière à ce que son relevé ne soit pas trop dangereux pour l'observateur, les pentes étant parfois très marquées.

Nombre de relevés

En fonction des sites, chaque transect a été relevé deux à trois fois, juin et juillet ayant permis la mise en place et le test des transects (Tab. C).

Tab. C. Dates des relevés des transects.

	1 ^{er} relevé	2 ^{ème} relevé	3 ^{ème} relevé	4 ^{ème} relevé	
Lagouare	Mise en place des transects	17/07/2017	02/08/2017	25/08/2017	
Arrious		18/07/2017	03/08/2017	28/08/2017	
Séous		Mise en place des transects	31/07/2017	29/08/2017	
Soussouéou			31/07/2017	29/08/2017	
Pombie		18/07/2017	04/08/2017	28/07/2017	
Soques		18/07/2017	04/08/2017	24/08/2017	
Sagette		Mise en place des transects	03/08/2017	29/08/2017	
Peyrenère			01/08/2017	24/08/2017	
Somport		17/07/2017	01/08/2017	24/08/2017	
Bizkarzé		Mise en place du transect		02/08/2017	24/08/2017

Bilan

Les résultats des relevés effectués en 2017 (Tab. CI) permettent de réaliser une première évaluation de l'efficacité du protocole.

Tab. CI. Nombre de contacts par transect

N°Transect	Site	Nombre de contacts cumulés	Nombre de relevés	Moyenne contact/relevé
T1	Arrious	11	3	3,7
T2	Arrious	36	3	12,0
T1	Bizkarzé	11	2	5,5
T1	Lagouare	25	3	8,3
T2	Lagouare	15	3	5,0
T1	Peyrenère	2	2	1,0
T1	Pombie	21	3	7,0
T1	Sagette	29	2	14,5
T1	Séous	13	2	6,5
T1	Somport	13	3	4,3
T1	Soques	5	3	1,7
T1	Soussouéou	12	2	6,0
Moyenne		16,1		6,3

Avec des moyennes de 16 contacts cumulés et de 6 contacts par relevé, la méthode semble efficace. Certains sites comme Soques et Peyrenère présentent par contre une moyenne et un cumul très faibles limitant fortement l'intérêt du suivi.

– Analyse des cortèges de lépidoptères

Le tableau suivant présente les cortèges observés par site : diversité spécifique (nombre d'espèces observées sur les transects, représentativité des espèces strictement montagnardes, pourcentage d'individus indéterminés) (Tab. CII).

Tab. CII. Nombre d'espèces observées par site et pourcentage d'espèces strictement montagnardes

Site	Total esp_transect ¹	% sp mont_transect ²	% ind ³
Arrious	22	14%	18%
Bizkarzé	8	25%	14%
Lagouare	13	15%	0%
Peyrenère	2	0%	50%
Pombie	9	56%	22%
Sagette	9	22%	22%
Séous	9	56%	22%
Somport	3	0%	0%
Soques	5	20%	0%
Soussouéou	7	29%	29%

1 – Nombre total d'espèces observées lors des relevés de transects en 2017

2- Pourcentage d'espèces strictement montagnardes sur le cortège « transect »

3- Pourcentage d'individus indéterminés lors des relevés des transects

Bien que le jeu de données soit tronqué par un nombre de relevés inégal entre les sites, des différences notoires sont observées notamment au niveau de la diversité spécifique. Le site d'Arrious sort très nettement du lot avec 22 taxons observés sur les deux transects. Cela peut s'expliquer par une diversité d'habitats supérieure aux autres sites avec notamment la présence de zones humides particulièrement fleuries.

C'est logiquement que l'on observe également une proportion supérieure d'espèces strictement montagnardes sur les deux sites les plus élevés en altitude, Pombie et Séous.

Quant au pourcentage d'espèces indéterminées, il met en avant les difficultés rencontrées au cours des relevés, à savoir une capture rendue parfois compliquée dans les secteurs aux pentes parfois fortes et la vitesse de déplacement des individus portés par un vent généralement marqué. Associée à cette difficulté de capture, des identifications délicates pour certaines familles (Hespéridés) ou genre (*Aricia*, *Erebia*).

- Observations de *Parnassius apollo*

L'espèce, présente sur l'ensemble des sites, a été observée sur 5 des 12 transects et sur 5 sites (Tab. CIII).

Tab. CIII. Nombre d'Apollon observé par transect

N°Transect	Site	Nombre d'Apollons observés	Présence d'Apollon sur le site
T1	Arrious	0	Observations
T2	Arrious	2	Observations
T1	Bizkarzé	0	Données bibliographiques
T1	Lagouare	1	Observations
T2	Lagouare	0	Observations
T1	Peyrenère	0	Observations
T1	Pombie	1	Observations
T1	Sagette	1	Observations
T1	Séous	1	Observations
T1	Somport	0	Observations
T1	Soques	0	Observations
T1	Soussouéou	0	Observations
Moyenne		0,5	

Avec une moyenne de 0,5 contact/transect la méthode semble insuffisante pour obtenir des éléments de réponse sur la dynamique de population de l'espèce.

- Test du suivi phénologique des plantes nectarifères

Le suivi a été testé sur les sites de Lagouare, Arrious et Pombie. Plusieurs difficultés ont été rencontrées au cours du relevé :

- une liste de plantes nectarifères non pertinente avec plusieurs espèces non butinés par *P. apollo* (*Gentiana spp.*, *Campanula*)

- des difficultés de détermination de certaines espèces (*Sedum*, *Carduus*, *Saxifraga* et *Cirsium*) surtout avant la floraison. Ceci limite fortement l'intérêt du suivi qui devrait permettre de pouvoir comparer la phénologie de chaque plante hôte et nectarifère à celle de *P. apollo*.

- une estimation précise du nombre de pieds très difficile au vu de la surface à inventorier (750 m²) et de l'hétérogénéité des habitats.

- la non prise en compte de l'état végétatif dans le suivi peut s'avérer problématique notamment pour les sedums dont la grande majorité a été observée à ce stade.

Pour ces différentes raisons, aucun résultat fiable n'a pu être obtenu en 2017.

- Recensement des habitats sur transects et carrés paysagers

Transects

L'inventaire des habitats présents sur les transects a mis en évidence la dominance de certains milieux comme les pelouses montagnardes (oligo à méso-eutrophe) du *Galio-saxatilis-Festucion*

filiformis présentes sur l'ensemble des transects et la végétation de dalles du *Sedion Pyrenaici*, ces habitats étant présents sur 4 des six transects. Ces deux milieux correspondent parfaitement à l'écologie de *P. apollo*, certaines plantes nectarifères se développant au sein des pelouses et les dalles rocheuses accueillant nombre de plantes hôtes de l'espèce (Tab. CIV).

En dehors du site de Soussouéou, chaque transect traverse plusieurs habitats différents. L'analyse cartographique de la répartition spatiale des habitats montre toutefois une nette dominance des pelouses comme sur les transects de Séous et Soussouéou (Tab. CIV, Fig. 222).

Tab. CIV. répartition des habitats par transects

Site	Transect	Végétation de dalle	Pelouse méso-eutrophe	Pelouse oligo-mésotrophe	Végétation des éboulis de gros bloc	Lande à Myrtille	Lande à rhododendron	Pelouse à Festuca eskia	Bas marais	Manteau
Arrious	T1		X	X					X	
	T2									
Lagouare	T1	X	X	X						
	T2	X	X	X						
Pombie	T1			X		X	X	X		
Séous	T1			X	X		X	X		X
Soques	T1	X	X		X					
Soussouéou	T1		X							

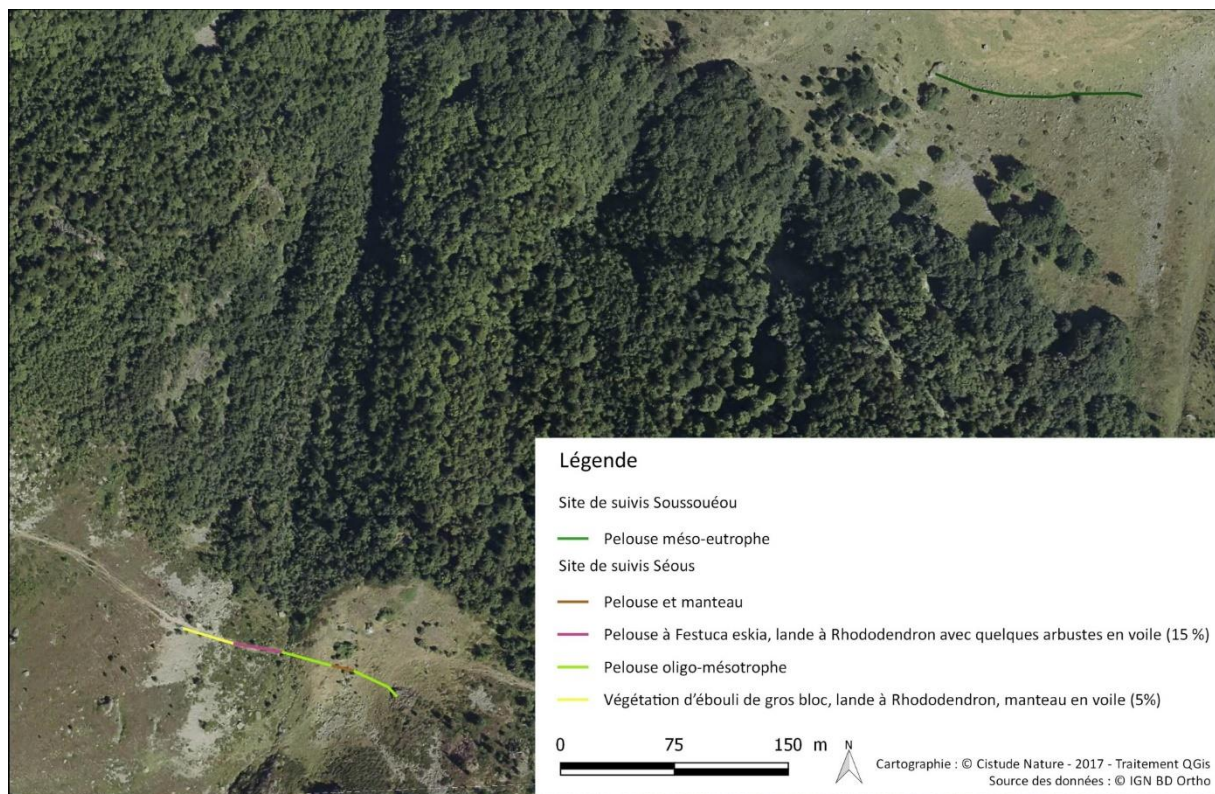


Fig. 222. répartition des habitats sur les transects de Séous et Soussouéou

Carrés paysagers

L'analyse des résultats des relevés d'habitats au sein des carrés permanents permet de confirmer les tendances évoquées précédemment à savoir la dominance des habitats de pelouses et de végétation de dalle ainsi que l'hétérogénéité du milieu (Tab. CV).

Tab. CV. description et répartition des habitats par site

Syntaxon		Cortège	Arrious	Lagouare	Pombie	Séous	Soques	Soussouéou
Calthion palustris - Prairies hygrophiles		<i>Caltha palustris</i> , <i>Molinia caerulea</i> , <i>Epilobium sp.</i> , <i>Juncus</i> .	x			x		
Caricion davallianae - Bas marais alcalin		<i>Carex demissa</i> , <i>Carex nigra</i> , <i>Carex echinata</i> , <i>Primula farinosa</i> , <i>Eriophorum latifolium</i> , <i>Pinguicula grandiflora</i> , <i>Carex davalliana</i> , <i>Tofieldia calyculata</i> , <i>Molinia caerulea</i> , <i>Carex flacca</i> , <i>Parnassia palustris</i> , <i>Carex pulicaris</i>	x					
Galio saxatilis - Festucion filiformis	Faciès oligo- mésotrope	<i>Festuca nigrescens</i> , <i>Galium verum</i> , <i>Gentiana lutea</i> , <i>Agrostis rupestris</i> , <i>Achillea millefolium</i> , <i>Lotus corniculatus</i> , <i>Alchemilla sp.</i> , <i>Campanula scheuchzeri</i> , <i>Nardus stricta</i> , <i>Trifolium alpinum</i> , <i>Dianthus hyssopifolius</i> , <i>Trifolium montanum</i>		x	x	x		x
	Faciès mésotrope	<i>Trifolium pratense</i> , <i>Plantago lanceolata</i> , <i>Plantago major</i> , <i>Anthoxanthum odoratum</i> , <i>Rhinanthus minor</i> , <i>Rumex acetosa</i> , <i>Scabiosa columbaria</i> , <i>Thymus polytrichus</i> , <i>Lolium perenne</i> , <i>Phleum pratense</i> , <i>Bellis perennis</i> , <i>Cynosurus cristatus</i> , <i>Prunella vulgaris</i> , <i>Poa trivialis</i> , <i>Ranunculus acris</i>	x				x	
Sedion Pyrenaici - Végétation de pelouse vivace pionnière sur dalles rocheuses horizontales		<i>Sedum album</i> , <i>Sedum anglicum</i> , <i>Sempervivum montanum</i> , <i>Sedum alpestre</i> , <i>Sedum dasyphyllum</i> , <i>Sedum rupestre</i>	x	x			x	x
Allosuro crispi-Athyrium alpestris - Végétation des éboulis moyens à grossiers siliceux des stations fraîches		<i>Cryptogramma crispa</i> , <i>Dryopteris oreades</i> , <i>Polystichum aculeatum</i>				x		x
BC Galeopsion pyrenaicae- Communautés des éboulis siliceux secs collinéen à montagnard des Pyrénées		<i>Rumex scutatus</i> , <i>Saxifraga praetermissa</i> , <i>Rhamnus alpina</i> , <i>Geranium robertianum</i> , <i>Urtica dioica</i>	x				x	
Corylo avellanae - Populion tremulae - manteau arbustifs montagnard		<i>Sambucus nigra</i> , <i>Rubus idaeus</i>				x		
Vaccinio myrtilli- Callunetum vulgaris - Landes montagnarde dominé par la Myrtille		<i>Vaccinium myrtillus</i> , <i>Calluna vulgaris</i> , <i>Rhododendron ferrugineum</i> , <i>Vaccinium uliginosum</i>			x			
Rhododendro ferruginei - Vacinion myrtilli - Landes D'ubac à Rhododendron		<i>Calluna vulgaris</i> , <i>Rhododendron ferrugineum</i> , <i>Vaccinium uliginosum</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i>			x			x

Ces résultats serviront de plus à estimer la dynamique végétale du site car ces relevés ont été complétés par des schémas de répartition de chaque habitat (Fig. 223).

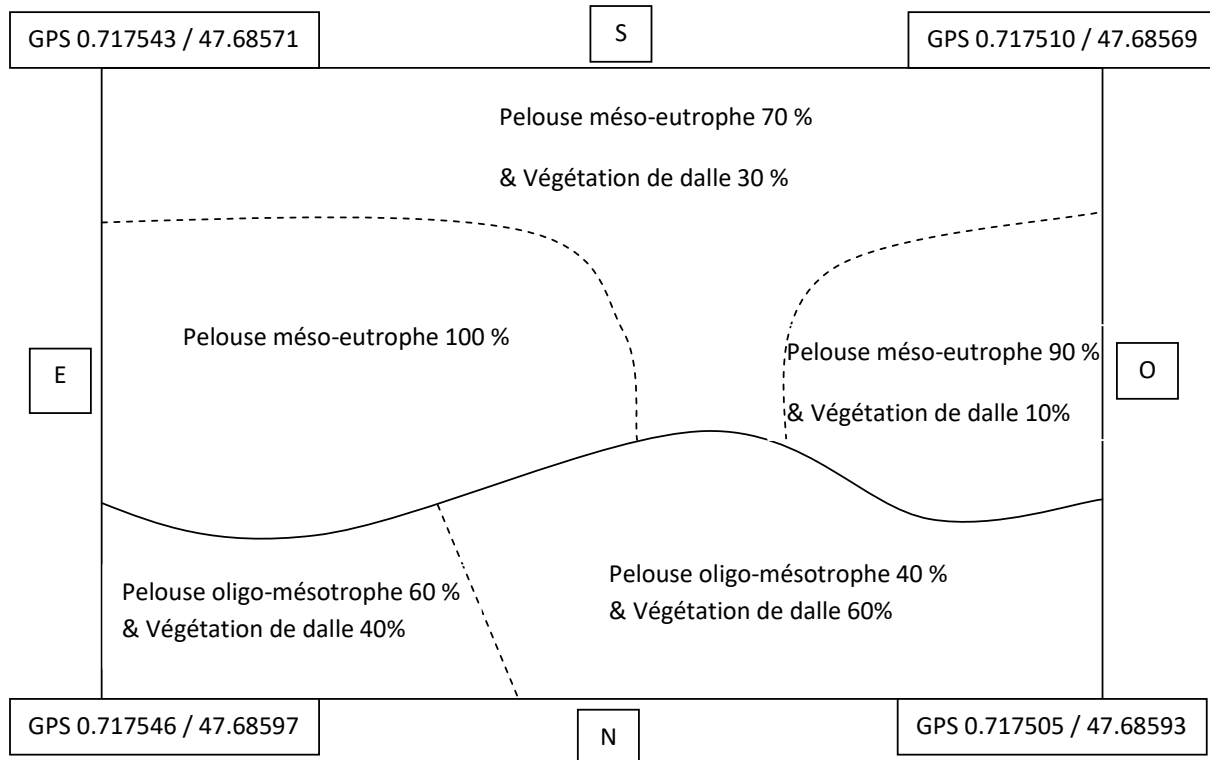


Fig. 223. schéma de répartition des habitats du carré paysager du site de Lagouare

• Discussion

- Ajustement du protocole de suivi des lépidoptères de montagne

Le positionnement des transects étant effectif pour l'ensemble des sites, les quatre relevés prévus seront réalisés en 2018. Cela permettra de disposer d'un jeu de données complet pour la première année depuis la mise en place du suivi.

Ces données devraient permettre d'évaluer l'efficacité de la méthode et de statuer sur les sites de Peyrenère et Soques. Ces deux sites pourraient en effet être abandonnés et remplacés si les résultats ne sont pas plus concluants que ceux obtenus en 2017. Avec une moyenne de contact par relevé de transect inférieure à 2, le nombre de données est en effet nettement insuffisant pour dégager des tendances sur l'évolution des cortèges.

- Perspectives du suivi des cortèges de lépidoptères

Les données qui seront récoltées en 2018 permettront d'affiner les tendances mises en avant cette année grâce à un jeu de données supérieur. L'évolution de la proportion des espèces montagnardes par rapport aux autres espèces devrait apporter des éléments de réponse à l'adaptation du cortège lépidoptérique au changement climatique.

- Perspectives du suivi Apollon

Même si nous ne disposons que de peu de recul, il apparaît que la méthode des transects est insuffisante pour pouvoir évaluer l'évolution des populations de *P. apollo* sur les sites suivis.

La méthode de comptage par point fixe testée dans le cadre de la définition des niches écologiques de *P. apollo* devrait être en partie reprise en 2018 (Matériel et méthodes). Ce suivi avait en effet permis d'obtenir une estimation satisfaisante des effectifs de *P. apollo*. Le relevé de quatre carrés par site pourrait par contre s'avérer trop chronophage pour un seul observateur en plus du relevé des transects et du suivi phénologique.

Une adaptation du protocole sera probablement proposée et testée en 2018. Il s'agira de définir le nombre de points d'observation par site pour l'instant fixé à 4. Il est probable que ce chiffre soit abaissé en raison des contraintes de temps. Il faudra de plus étendre le travail effectué sur les 7 sites de la vallée d'Ossau aux 2 sites de la vallée d'Aspe et au site du Pays-Basque. De plus il serait souhaitable d'utiliser préalablement au comptage un modèle hiérarchique permettant de calculer la détectabilité de l'espèce au sein des carrés.

- Evaluation de la pertinence du suivi phénologique des plantes nectarifères

Suite aux difficultés rencontrées en 2017 et après discussion avec le CBNSA, il apparaît que la fréquence de passage (4/an) soit insuffisante pour obtenir des informations fiables sur l'évolution de la phénologie des plantes suivies. La fréquence idéale serait hebdomadaire mais celle-ci ne pourra être mise en place pour des raisons de contraintes budgétaires. A l'instar des suivis phénologiques des lépidoptères de plaines (§ 4.2.4.) ce suivi sera donc abandonné en 2018.

- Bilan du suivi habitat des transects et carrés paysagers

Les quatre sites n'ayant pas fait l'objet du suivi en 2017 (Sagette, Somport, Peyrenère et Bizkarzé) seront expertisés en 2018 par le CBNPMP. La mise à jour de ces données sera réalisée au terme du programme.

7.3 Cortège des bourdons

Auteur : David Genoud

Les bourdons sont des reliques glaciaires. Il s'agit d'un groupe taxonomique qui réagit à l'évolution des températures, mais à des degrés divers selon les taxons. Certains taxons acceptent des conditions thermiques chaudes (espèces de plaine), tandis que d'autres sont strictement alpines, boréales ou montagnardes (à partir de 1700 m d'altitude, par exemple pour *Bombus mendax* dans les Pyrénées). Avec le changement climatique, les espèces de plaine devraient migrer vers les zones de moyennes montagnes (WALTHER *et al.*, 2002 ; PARMESAN, 2006). Les bourdons alpins, boréaux ou montagnards, quant à eux, ne pourront pas indéfiniment augmenter leur aire de répartition, s'ils doivent migrer en altitude (RASMONT *et al.*, 2015). En effet dès l'étage alpin (2300–2500 m.), les disponibilités en surface d'habitats sont extrêmement réduites en raison de la pente, des contraintes topographiques, de l'exposition et des contraintes climatiques (RAHBEK, 1995 ; KÖRNER, 2000 ; MAYOUX, 2004)(Rabbek, 1995 ; Körner, 2000, Mayoux, 2004) . Au-dessus de la limite des arbres, la disponibilité en habitat est en moyenne divisée par deux tous les 167 m de dénivelé (KÖRNER, 2000). La topographie hétérogène entraîne une fragmentation naturelle élevée des habitats, caractéristique en montagne, et qui a pour effet d'isoler spatialement les communautés (plantes, insectes).

Dans ce contexte, les espèces de plaine, présentant souvent des traits fonctionnels généralistes (langues souvent courtes ou moyennes, forte densité de colonie, colonies plus populeuses), pourraient rentrer en compétition avec les espèces de montagne présentant des traits fonctionnels plus spécialisés (densité plus faible, fortes exigences nutritives), et confrontées à des conditions météorologiques nouvelles et/ou atypiques, à des phénomènes de fragmentation des habitats accrus, à des perturbations (asyn)chroniques des relations plantes–pollinisateurs et à l'impact des changements globaux sur les systèmes de reproduction.

7.3.1 Matériel et méthode

• Sélection des sites

Pour évaluer l'effet du réchauffement climatique sur les cortèges et les populations de bourdons, il convient de cibler un échantillonnage varié de stations aux étages montagnards et alpins (900 – 2000 m). Cet échantillonnage a été réévalué sur une tranche altitudinale de 800 à 2500 m pour observer une plus large évolution du cortège et aussi une plus large amplitude de la réponse aux facteurs climatiques locaux, tout en intégrant dans l'analyse la variabilité de la réponse au gradient climatique transversal de la chaîne des Pyrénées (influence océanique à l'ouest vs influence alpine à l'est) (LE TREUT, 2013).

Un site est défini par le terme station. Le choix des stations est conditionné par (Fig. 224) :

- L'accessibilité,
- L'optimisation du temps de déplacement : possibilité de proposer, dans un rayon de 1h30 de marche–aller, un gradient altitudinal satisfaisant,
- Des milieux réellement attractifs pour les bourdons, au moins à une période de passage dans l'année : patchs fleuris d'espèces à ressource abondante (nectar + pollen) comme *Aconitum spp.*, *Cirsium eriophorum*, *Scabiosa spp.*, *Centaurea spp.*, les Ericacées, etc., sans chercher une homogénéité particulière (différents types de formations végétales sur la station),

- Une stabilité « espérée » des habitats semi-naturels, par dans leur gestion (pâturage anthropique (ovins, bovins, caprins, équins) ou naturel (herbivores sauvages), et dans les contraintes bioclimatiques propres à ces étages montagnards à alpins (vent, gel, coulées de neige),
- Une répartition depuis l'ouest montagnard jusqu'au cœur alpin, chaque secteur distinct représentant une sous-unité d'analyse de l'évolution taxonomique, climatique, écomorphologique à long terme.



Sites prospectés pour les suivis du cortège de bourdons de montagne.

Fig. 224. Situation géographique des zones prospectées en 2016 de l'habitat montagnard dans le cadre du suivi des espèces « bourdons ».

Le Tab. CVI regroupe l'ensemble des stations testées en 2016 et 2017. La colonne "remarque" précise en rouge les stations abandonnées en 2016 ou 2017, en violet les sites retenus pour leur caractère landicole (cortège spécifique de bourdons), en vert les nouveaux sites intégrés en 2017.



Tab. CVI. Critères de sélection des sites de l'habitat montagnard dans le cadre du suivi des espèces « bourdons »

N° site	Dénomination	Critère 1	Critère 2	Critère(s) de sélection initial	Critère(s) de non sélection	altitude	remarques
57	Linux5 – Hayra	Altitude	Diversité floristique milieu ouvert	Diversité floristique		867	
55	Linux3–Burdincurutcheta	Habitats	Données historiques	Habitats et données		1054	Cortège landicole cible
54	Linux2–Linux parking	Altitude	Diversité floristique	Diversité floristique		1168	
53	Linux1–Achistoy	Habitat	Données historiques	Habitats et données		1189	Cortège landicole cible Abandonné en 2017
56	Linux4–col d’Auzarai	Altitude	Données historiques	Habitats et données		962	Pas d’échantillonnage en 2016 Cortège landicole cible abandonné
49	Occabé5–Tourbière Achilondo	Habitats	conservation	ZH–Tourbière	Peu fleurie, pas de bourdons en 2016 Site excentré Doublon Sourzay	988	1 échantillonnage en 2016 Abandonné en 2017
46	Occabé4–Sourzay	Habitats	Données historiques	ZH–Tourbière		1131	Cortège landicole cible
44	Occabé3 – sommet d’Occabé	Altitude		Sommet	Site excentré Peu fleurie	1457	1 échantillonnage en 2016 Abandonné en 2017
43	Occabé2–(col d’) Horaaté	Habitats	Données historiques Altitudes	Habitats et données		1311	Cortège landicole cible
42	Occabé1–Orgaté	Altitude	Données historiques	Données historiques		936	
NULL	Iraty5–lande basse Chalet Forestier de soule	Données historiques	Altitude	Lande à Ericacées Suivi cortège landicole cible	Micro–milieu Franchissement rivière parfois impossible Station recouvrant 2 tranches altitudinales	1000	Abandonnée en 2017



N° site	Dénomination	Critère 1	Critère 2	Critère(s) de sélection initial	Critère(s) de non sélection	altitude	remarques
41	Iraty4- Mürkhülleta	Exposition		Exposition et habitats		1180	Suivi complément aire apiformes
37	Iraty3 - Ibarrondo	Accès	Habitats	Habitats		1340	
36	Iraty2- Odeizügagna	Altitude		Flore (Cirsium eriophorum)		1525	Abandonnée en 2017
34	Iraty1-Rocher d'Organbidexka	Altitude	Données historiques	Données historiques		1395	Cortège landicole cible
18	Azun5-Pas d'Azun	Altitude	Habitats	Habitats		1865	Cortège landicole cible
19	Azun4- Cabane du Cap de la Baitch	Altitude	Habitats	Altitude		1670	
17	Azun3- Cabane d'Ardinet	Altitude		Altitude		1533	Abandonné en 2017
16	Azun2- l'Abérouat Couloir avalanche	Diversité floristique	Altitude Accessibilité	Diversité floristique (dont Eryngium bourgatii)		1477	
15	Azun1-Bois d'Arce	Altitude		Altitude		1311	
14	Ansabère4	Accessibilité			Pas une meilleure accessibilité que l'Abérouat/Azun	1548	Visité en 2016 – non retenu
13	Ansabère3	Accessibilité			Pas une meilleure accessibilité que l'Abérouat/Azun	1366	Visité en 2016 – non retenu
12	Ansabère2	Accessibilité			Pas une meilleure accessibilité que l'Abérouat/Azun	1231	Visité en 2016 – non retenu
11	Ansabère1	Accessibilité			Pas une meilleure accessibilité que l'Abérouat/Azun	1187	Visité en 2016 – non retenu
7	Aspe5-Col du Somport	Altitude	Accessibilité Habitats	Habitats et accessibilité		1635	Cortège landicole cible



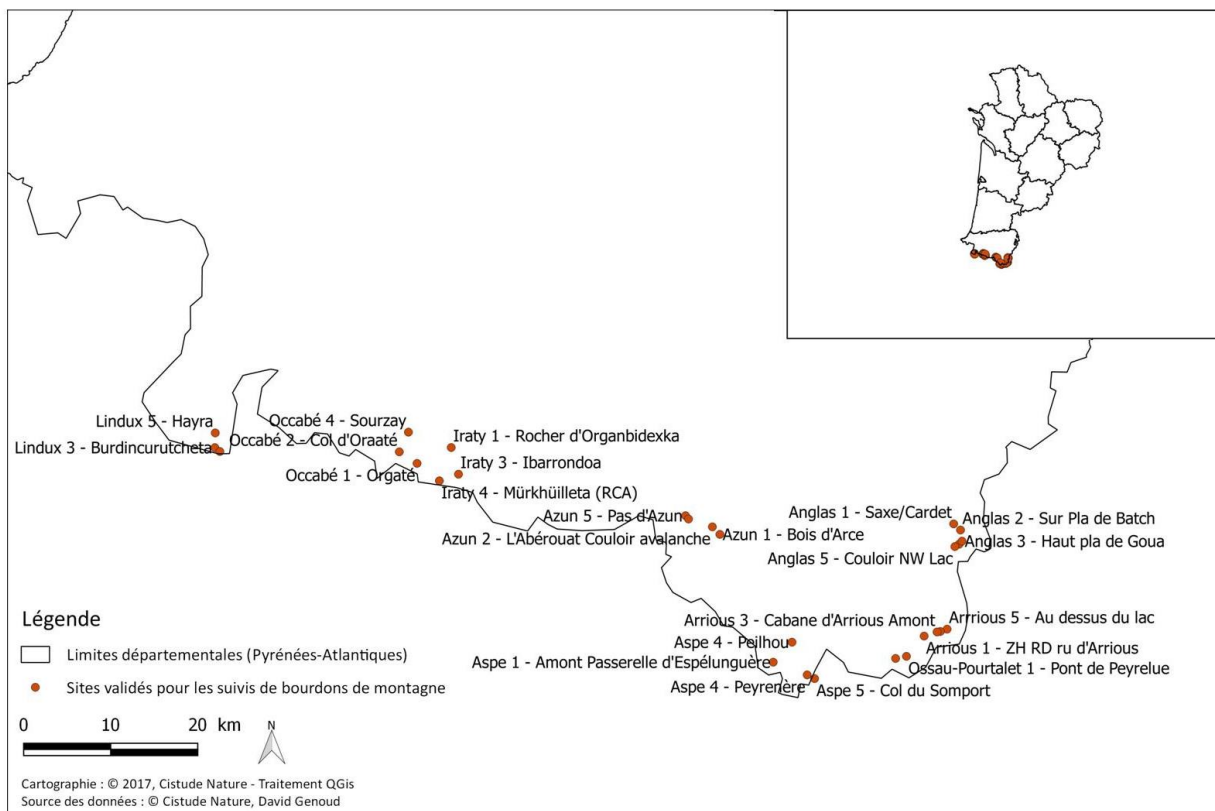
N° site	Dénomination	Critère 1	Critère 2	Critère(s) de sélection initial	Critère(s) de non sélection	altitude	remarques
10	Aspe4–Peyrenère	Habitats	Accessibilité	Habitats et accessibilité		1448	
8	Aspe3–Anglus	Habitats	Accessibilité	Intérêt printanier (prairie mésophile variée et attractive au printemps)		1275	Abandonnée en 2017
1	Aspe2–Cabane de Thézy	Accessibilité	Données historiques		Présence estivale de 80 ruches à moins de 100 m. Dominance Fougère–Aigle	1221	Abandonné en 2017
4	Aspe1–Amont Passerelle d’Espéluenguère	Flore	Habitats	Intérêt floristique (Aconitum spp.)		1420	
20	Ossau–Pourtalet5–Cabane de l’Araïlle	Altitude	Accessibilité		Trop fréquenté, Peu fleurie Report sur Ossau–Pourtalet4	1777	Abandonné en 2017
21	Ossau–Pourtalet4–bas couloir de l’Araïlle	Accessibilité		Idem 5 mais plus intéressant		1746	
23	Ossau–Pourtalet3–ZH de Tourmont	Habitat		Idem 2 mais plus intéressant		1687	Abandonnée en 2017
22	Ossau–Pourtalet2–Cabane de Tourmont	Accessibilité	Altitude		Reposoir à végétation instable Report sur Ossau – Pourtalet3	1647	Abandonné en 2017 Suivi complément aire apiformes
25	Ossau–Pourtalet1–Pont de Peyrelue	Habitat	Accessibilité	Diversité floristique, habitats		1594	
NULL A établir	Arrious5–au-dessus du lac	Altitude	Habitat	Altitude		2302	
NULL A établir	Arrious4–Replat intermédiaire d’Arrious	Habitat	Altitude	Habitat et altitude		2084	Cortège landicole cible



N° site	Dénomination	Critère 1	Critère 2	Critère(s) de sélection initial	Critère(s) de non sélection	altitude	remarques
NULL A établir	Arrious3- Cabane d'Arrious Amont	Habitat Flore	Altitude	Habitat, diversité floristique		1970	
NULL A établir	Arrious2- pâtures d'Arrious	Altitude	Flore		Doublon tranche altitudinale Faible diversité floristique	1720	Abandonné en 2017
NULL A établir	Arrious1-ZH RD ru d'Arrious	Altitude	Flore Habitat	Habitat, diversité floristique		1640	
	Anglas6-Lac	Altitude	Flore,	Altitude		2254	Nouvelle station 2017
33	Anglas5-Lac	Altitude		Altitude, diversité floristique (Rhododendron, Eryngium bourgatii)		2059	
32	Anglas4-Sous Cascade d'Anglas	Habitat		Landes à Ericacées		1805	Cortège landicole cible
NULL A établir	Anglas3-- Cabane de Coste de Goua	Habitat		Landes à Ericacées		1714	Cortège landicole cible Abandonnée en 2017
31	Anglas2-Sur Plaa de Batch	Habitat		Landes à Ericacées		1585	Cortège landicole cible
30	Anglas1- reposoir de Saxe-Cardet	Altitude	Diversité floristique		Reposoir, avec flore nitrophile et altitude hétérogène entre deux tranches	1395	

• Description des sites choisis

Les sites validés sont représentés en Fig. 225.



Sites validés pour les suivis du cortège de bourdons de montagne.

Fig. 225. Situation géographique des sites d'études validés de l'habitat montagnard dans le cadre du suivi des espèces « bourdons ».

Le Tab. CVII reprend l'ensemble des stations strictement retenues pour la période 2017–2021, leurs principales caractéristiques et leur dénomination.

Tab. CVII. Caractéristiques des sites définitivement retenus de l'habitat montagnard dans le cadre du suivi des espèces « bourdons »

Dép.	Commune	Dénomination	Statut	Code statut	Propriétaire Gestionnaire	Accord	Station météo 2016	Structure et nom de l'observateur
64	Aldudes	Lindux5 - Hayra	N2000	FR7212012	-	Non	oui	David Genoud
64	Aldudes	Lindux3- Burdincurutcheta	N2000	FR7212012	-	Non	oui	David Genoud
64	Aldudes	Lindux2-Lindux parking	N2000	FR7212012	-	Non	oui	David Genoud
64	Lecumberry	Occabé4-Sourzay	N2000	FR7212015	CG64/CEN	Oui	oui	David Genoud
64	Lecumberry	Occabé2-(col d'Horaaté)	N2000	FR7212015	-	Non	oui	David Genoud
64	Lecumberry	Occabé1-Orgaté	N2000	FR7212015	-	Non	oui	David Genoud



Dép.	Commune	Dénomination	Statut	Code statut	Propriétaire Gestionnaire	Accord	Station météo 2016	Structure et nom de l'observateur
64	Larrau	Iraty4- Mürkhülleta (RCA)	N2000	FR7212015	-	Non	oui	David Genoud
64	Larrau	Iraty3 -Ibarrondoa	N2000	FR7212015	-	Oui	oui	David Genoud
64	Larrau	Iraty1-Rocher d'Organbidexka	N2000	FR7212015	-	Non	oui	David Genoud
64	Lées-Athas	Azun5-Pas d'Azun	N2000	FR7212008	-	Non	oui	David Genoud
64	Lées-Athas	Azun4- Cabane du Cap de la Baitch	N2000 ?		-	Non	non	David Genoud
64	Lescun	Azun2-l'Abérouat Couloir avalanche	N2000 ?		-	Non	oui	David Genoud
64	Lescun	Azun1-Bois d'Arce	N2000 ?		-	Non	non	David Genoud
64	Urdos	Aspe5-Col du Somport	PNP/N20 00	FR7210087	-	Oui	oui	David Genoud
64	Urdos	Aspe4-Peyrenère	PNP/N20 00	FR7210087	-	Oui	oui	David Genoud
64	Etsaut	Aspe1-Amont Passerelle d'Espélunguère	PNP/N20 00	FR7210087	-	Oui	oui	David Genoud
64	Laruns	Ossau- Pourtalet4-bas couloir de l'Araille	PNP/N20 00	FR7210087	-	Oui	oui	David Genoud
64	Laruns	Ossau-Pourtalet1- Pont de Peyrelue	PNP/N20 00	FR7210087	-	Oui	oui	David Genoud
64	Laruns	Arriious5- au-dessus du lac	PNP/N20 00	FR7210087	-	Oui	oui	David Genoud
64	Laruns	Arriious4-Replat intermédiaire d'Arriious (chemin de Sobe)	PNP/N20 00	FR7210087	-	Oui	non	David Genoud
64	Laruns	Arriious3-Cabane d'Arriious Amont	PNP/N20 00	FR7210087	-	Oui	oui	David Genoud
64	Laruns	Arriious1-ZH RD ru d'Arriious	PNP/N20 00	FR7210087	-	Oui	oui	David Genoud
64	Eaux-Bonnes	Anglas6-Haut Lac	N2000	FR7210087	-	Non	oui	David Genoud
64	Eaux-Bonnes	Anglas5-Lac	N2000	FR7210087	-	Non	oui	David Genoud
64	Eaux-Bonnes	Anglas4-Sous Coste de Goua Haut	N2000	FR7210087	-	Non	non	David Genoud
64	Eaux-Bonnes	Anglas2-Sur Plaa de Batch	N2000	FR7210087	-	Non	oui	David Genoud
64	Eaux-Bonnes	Anglas1-reposoir de Saxe-Cardet	N2000	FR7210087	-	Non	oui	David Genoud

- Définition et positionnement des points d'échantillonnage

Les stations d'échantillonnage sont définies selon leur attractivité floristique printanière et automnale dominante (Fig. 226, Annexe 50), et donc selon la présence de formations végétales susceptibles d'apporter une ressource conséquente aux bourdons (Landes à Myrtille *Vaccinium myrtillus* et *Vaccinum spp.*, Landes à Rhododendron *Rhododendron ferrugineum*, landes à Callune *Calluna vulgaris*, mégaphorbiaies, reposoirs à bétails à *Cirsium eriophorum*, etc.). En effet, ces espèces à floraisons massives offrent une opportunité majeure pour la couverture des besoins nutritifs de nombreux insectes pollinisateurs en situation d'habitat/patchs fragmentés (ESCARAVAGE & WAGNER, 2004 ; ISERBYT, 2009).

Ces stations favorables se situent sur un transect d'altitudes variables selon les massifs. Ce transect regroupe 4 ou 5 stations étagées entre 800 et 2500 m d'altitude (selon le gradient altitudinal proposé par le massif concerné).

Chaque station est prospectée à raison de 4 passages de 20 minutes pendant la période de vol des bourdons (avril–septembre), en essayant d'échantillonner toutes les stations à toutes les altitudes pendant les périodes sans neige (fin mai – 1^{ère} décade de septembre). Seules les stations de hautes altitudes (+ de 2000 m) ne peuvent pas être échantillonnées (présence du manteau neigeux) lors du 1^{er} passage. Elles ne sont de toute façon pas fréquentées par les bourdons (pas d'observations sur les stations enneigées testées en 2016).

Pour 2017, 28 stations ont été sélectionnées (Tab. CVIII).

Le tableau page suivante reprend l'ensemble des codifications et informations relatives aux stations (altitude, critère de sélection, synergie et maintenance stations météorologiques, cortèges ciblés (en violet : cortège landicole) et l'inclusion ou non dans le Parc National des Pyrénées (en rouge).



Fig. 226. Un exemple de situation des transects de l'habitat montagnard dans le cadre du suivi des espèces « bourdons » sur photographie aérienne.



Tab. CVIII. Caractéristiques des stations de l'habitat montagnard dans le cadre du suivi des espèces « bourdons »

Nbre de sites	N° site	Dénomination	Critère 1	Critère 2	Critère(s) de sélection initial	altitude	Station météo et Numéro	remarques	Périmètre PNP
1	57	LIN1-Hayra	Altitude	Diversité floristique milieu ouvert	Diversité floristique	867	Oui 10953471		Non
2	55	LIN2-Burdincurutcheta	Habitats	Données historiques	Habitats et données	1054	oui Changement 2017 (dégradation) 20114869	Cortège landicole cible	Non
3	54	LIN3-Linux (parking)	Altitude	Diversité floristique	Diversité floristique	1168	Oui 10957006		Non
4	46	IRA6-Sourzay	Habitats	Données historiques	ZH-Tourbière	1131	Oui 10953474	Cortège landicole cible	Non
5	43	IRA5-Oraaté (Col d')	Habitats	Données historiques Altitudes	Habitats et données	1311	Oui 10953472	Cortège landicole cible	Non
6	42	IRA4-Orgaté	Altitude	Données historiques	Données historiques	936	Oui 10953485		Non
7	41	IRA3-Mürkhüilleta	Exposition		Exposition et habitats	1180	oui Changement 2017 (dégradation) 20106407		Non
8	37	IRA2-Ibarrondoua	Accès	Habitats	Habitats	1340	Oui 10953478		Non
9	34	IRA1-Rocher d'Organbidexka	Altitude	Données historiques	Données historiques	1395	oui (léger déplacement 2017) 10953488	Cortège landicole cible	Non
10	18	MAN4-Pas d'Azuns	Altitude	Habitats	Habitats	1865	Oui 10953487	Cortège landicole cible	Non
11	19	MAN3-Cap de la Baitch	Altitude	Habitats	Altitude	1670	oui 2017 10957031		Non



les sentinelles du climat

Nbre de sites	N° site	Dénomination	Critère 1	Critère 2	Critère(s) de sélection initial	altitude	Station météo et Numéro	remarques	Périmètre PNP
12	16	MAN2-Abérouat avalanche	Diversité floristique	Altitude Accessibilité	Diversité floristique (dont <i>Eryngium bourgatii</i>)	1477	oui (refuge Abérouat) 10957011		Non
13	15	MAN1-Bois d'Arce	Altitude		Altitude	1311	oui 2017 20106425		Non
14	7	ASP1-Somport (Col du)	Altitude	Accessibilité Habitats	Habitats et accessibilité	1635	Oui 10956997	Cortège landicole cible	OUI
15	10	ASP2-Peyrenère	Habitats	Accessibilité	Habitats et accessibilité	1448	oui Changement 2017 (dégradation) 10953484		OUI
16	4	ASP3-Espéluenguère	Flore	Habitats	Intérêt floristique (Aconitum spp.)	1420	Oui 10957018		OUI
17	?	ASP4-Peilhou (Lacau)	Altitude et flore	Accessibilité	Intérêt floristique type prairiale pâtures hautes	961	oui 2017 20114881		NON
18	21	OSS6-Araille	Accessibilité		Idem ancienne station 5 mais plus intéressant	1746	oui 2017 20114883		OUI
19	25	OSS5-Peyrelue	Habitat	Accessibilité	Diversité floristique, habitats	1594	Oui 10957012		OUI
20	NULL A établir	OSS4-Lac d'Arrious	Altitude	Habitat	Altitude	2282	oui (commune suivi lézard et marmotte)		OUI
21	NULL A établir	OSS3-Sente de Sobe	Habitat	Altitude	Habitat et altitude	2084	oui (2017) 20114883	Cortège landicole cible	OUI



les sentinelles du climat

Nbre de sites	N° site	Dénomination	Critère 1	Critère 2	Critère(s) de sélection initial	altitude	Station météo et Numéro	remarques	Périmètre PNP
22	NULL A établir	OSS2-Cabane d'Arrious (Amont)	Habitat Flore	Altitude	Habitat, diversité floristique	1970	oui (commune suivi lézard et marmotte)		Non
23	NULL A établir	OSS1-ZH Soques	Altitude	Flore Habitat	Habitat, diversité floristique	1640	Oui 10953486		Non
24	NULL A établir	ANG5-Haut-Anglas	Altitude	Flore, exposition	Altitude	2254	oui (commune suivi lézard et marmotte) plus basse		Non
25	33	ANG4-Lac Anglas	Altitude		Altitude, diversité floristique (<i>Rhododendron</i> , <i>Eryngium bourgatii</i>)	2059	oui (commune suivi lézard et marmotte)		Non
26	32	ANG3-Haut de Goua	Habitat		Landes à Ericacées	1805	oui 2017 20106427	Cortège landicole cible	Non
27	31	ANG2-Plaa de Batch	Habitat		Landes à Ericacées	1585	Oui 10953470	Cortège landicole cible	Non
28	30	ANG1-reposoir de Saxe-Cardet (Bois de Saze)	Altitude	Diversité floristique		1395	Oui 10957009		Non

• Méthode de relevés et détermination des espèces

Chaque spécimen de bourdon contacté est capturé au filet ou directement dans un pilulier par un seul observateur au cours de l'étude. Le taux d'échec de la capture varie de 0 à 75 % par échantillonnage. Il est plus important dans les formations végétales hautes (landes à rhododendron principalement), dans les pentes fortes (30 à 60%). La combinaison des deux premiers facteurs, diminuant la mobilité de l'observateur, accentue ce taux d'échec. Le vent n'est responsable que de quelques échecs. Le taux d'échec moyen sur une saison est de 10,44 %.

Tous les spécimens sont conservés en pilulier de râpure de liège imbibé d'acétate d'éthyle. Ce mode de conservation assure une grande souplesse et un bon état physique des spécimens pour l'identification ultérieure en laboratoire sous binoculaire (caste, espèce), et pour les mesures biométriques (longueur de l'aile, longueur de langue, longueur inter-scutellaire, longueur totale). L'identification comme les mesures morphologiques passent nécessairement par une capture létale et une conservation obligatoire¹. En effet, des espèces différentes peuvent présenter une grande similarité de pattern/habitus, ou de morphotypes.

La plante butinée, l'habitat et la flore exploitée sont relevés.

La station est parcourue de manière homogène (vitesse de déplacement 2–4 km/h selon présence de fleurs et de bourdons).

Le temps d'échantillonnage d'une station, normalisé par rapport à d'autres études (FRANÇOIS *et al.*, à paraître ; WESTPHAL *et al.*, 2008 ; NIELSEN *et al.*, 2011), est de 20 minutes, avec arrêt du chronomètre ou ajout d'un temps supplémentaire par spécimen collecté (15 secondes pour mettre un spécimen en pilulier).

Au total, en 2017, 28 stations ont été définitivement sélectionnées sur le territoire d'étude. Le temps d'échantillonnage par passage est donc 9h20 pour toutes les stations, soit 37h20 sur la saison. A cette durée, s'ajoutent le temps des marches d'approches et de retour, des transits entre les différents secteurs et vallées, des préparatifs et du reconditionnement du matériel biologique pour chaque demi-journée d'échantillonnage (1/2 journée = environ 5 stations échantillonnées). Chaque passage d'échantillonnage nécessite donc 5 jours complets d'intervention (préparation, trajet, terrain).

• Conditions météorologiques requises

Les bourdons volent dès 8°C. Leur activité reste importante tant que les températures n'excèdent pas 25–28°C (LOKEN, 1973 ; MICHENER, 2007 ; VON HAGEN & VON AICHHORN, 2014 ; RASMONT *et al.*, 2015). Ils supportent un vent modéré voire fort, même s'il limite davantage leur déplacement. Dans des situations ventées, la détectabilité et la capturabilité des bourdons deviennent beaucoup plus aléatoires. Températures trop élevées et vent fort sont donc à éviter lors de l'échantillonnage. Les conditions humides sont à proscrire (pluie/brouillard/bruine).

Au cœur de l'été, la tranche d'activité des bourdons s'étale de 6 h 30 du matin à plus de 20 h 30 (Obs. pers. David Genoud et Comm. Pers. Pierre Rasmont, Loken, 1973) avec une période d'activité moins marquée aux heures chaudes.

¹ Conservation dans la râpure + acétate et/ou congélation à -18°C à court terme (quelques semaines) pour éviter tout risque de dégradation (pourrissement, moisissures)



En fonction de ces données, les conditions météorologiques suivantes avaient été définies (Tab. CIX).

Tab. CIX. Conditions météorologiques requises pour les suivis

		Température			
		< 12°C	12°C – 16 °c	16°C – 27 °c	>28 °c
Nébulosité	beau	+	++	+++	-/+
	couvert (75 – 100 %)	+	+	++	+
Pluie et autres météorites		-	-	-	-
Vitesse du vent	<20 km/h	+	++	+++	-/+
	>20–25 km/h	-	-	-	-
Horaire		8h – 17 h	8 h – 17 h	6h 30 – 21 h 30	6 h 30 – 11 h 00 18 h 30 – 21 h 30

Pour autant, en 2017, nous nous sommes retrouvés régulièrement dans des conditions de tranches d'échantillonnage réduites et peu performantes (Tab. CX).

Tab. CX. Dates d'échantillonnage 2017

Passages	Date	Actions
Passage 1	5–9 juin 2017	Echantillonnage 1 incomplet + gestion stations météo (déplacement, ajout, remplacement)
Passage 2	20–21 juin 2017	Fin échantillonnage 1
Passage 3	3–7 juillet 2017	Echantillonnage 2
Passage 4	7– 10 août 2017	Echantillonnage 3 partiel (mauvais temps)
Passage 5	13 – 15 août 2017	Fin échantillonnage 3
Passage 6	4 – 7 septembre 2017	Echantillonnage 4
Passage 7	22 – 24 septembre 2017	Fin échantillonnage passage 4

Toutefois, les 2 premières années de suivi ont permis de dresser plusieurs constats :

- L'activité des bourdons reste faible avant 9 h 00, en particulier sur les stations de haute-altitude et au-delà de 17h00/17h30.
- Les matinées fraîches sont fréquentes (par exemple, passage 1 : -5°C relevé à 8 h 30 à 2300 m), même en période estivale (passages 4, 6 et 7).

Une réévaluation des conditions météorologiques requises a donc semblé nécessaire (Tab. CXI).



Tab. CXI. Conditions météorologiques requises pour les suivis en période estivale – réévaluation 2017

	Température					
	< 8 °C	8 – 12 °C	12 °C – 16 °C	16 °C – 27 °C	>28 °C	
Nébulosité	beau	-	-/+	++	+++	-/+
	couvert (75 – 100 %)	-	-	+	++	+
Pluie et autres météorites		-	-	-	-	-
Vitesse du vent	<20 km/h	-	-/+	++	+++	-/+
	>20-25 km/h	-	-	-	-	-
Horaire		-	9 h 30 – 17 h	8 h – 17 h 30	8 h 30 – 20 h 00	6 h 30 – 11 h 00 18 h 30 – 21 h 30

- Nombre de campagne de relevés

Le nombre de campagnes d'échantillonnage a été fixé à 4 sur la période préalablement définie. La réduction à 3 passages a été discutée en 2016 (MALLARD, 2016b) mais elle paraît peu compatible avec un échantillonnage approprié (échange et comm. pers. Colin FONTAINE, MNHN-CNRS), permettant de conserver un bon monitoring du pattern phénologique de chaque espèce. Ce nombre de 4 passages est donc un minimum pour assurer une bonne représentativité phénologique de tous les taxons.

- Fiche de relevés

Comme en 2016, lors des échantillonnages-tests, les heures de début de relevé ont été systématiquement consignées sur un carnet de saisie (Annexe 51). La fiche de relevé définitive a été établie en fin de saison 2017 en collaboration avec le CBNSA [relevé évolutif de la végétation (recouvrement/phénologie de floraison des différentes formations et peuplements végétaux)], suite à une journée technique sur le terrain « *Bombus* » (vallée d'Ossau) et des journées techniques du programme les sentinelles du climat (suivi lépidoptères) (Annexe 52).

- Analyses et statistiques

En 2017, 7 secteurs géographiques (Aldudes (ALD), Iraty qui inclut l'ancien secteur "Occabé" (IRA), Lescuns (MAN = Massif d'Anie), Somport (ASP), Arrious (OSS), Pourtalet (OSS), Anglas(ANG), comprenant 28 stations, ont été suivis de manière homogène (4 passages par sites). Ils sont situés sur 9 communes des Pyrénées (Banca, Borce, Eaux Bonnes, Larrau, Laruns, Lecumberry, Léas-Athas, Lescun, Urdos) réparties ainsi : 1 commune dans les Aldudes, 2 en Iraty, 4 en Aspe, 2 en Ossau.

Les gammes d'altitude sont comprises entre 855 m (forêt d'Hayra – Banca) et 2254 m au-dessus du Lac d'Anglas (Eaux-Bonnes), et 2282 m au-dessus du Lac d'Arrious (Laruns).

Un rééquilibrage global des gammes d'altitude échantillonnées a été tenté de manière théorique dès l'hiver 2016–2017 (Fig. 227–Fig. 228). Toutefois, même si ce rééquilibrage a été évalué et préparé de manière précise et ciblée (choix de stations) (MALLARD, 2016b), il s'est trouvé parfois irréalisable sur le



terrain (accès impossible à plusieurs sites de hautes altitudes (> 1800 m), ou démultiplication du temps d'accès).

Il faut relativiser l'importance de cette approche et de cette analyse puisque ce n'est pas tant l'étude globale du jeu de données de l'ensemble des stations qui est visée, mais la « photographie » de ces variations d'altitudes sur une période moyenne (abondances lissées) des peuplements et populations au sein d'un contexte, et l'analyse des facteurs/variables (climatiques, physiologiques, etc.) qui peuvent les affecter ou les modifier.

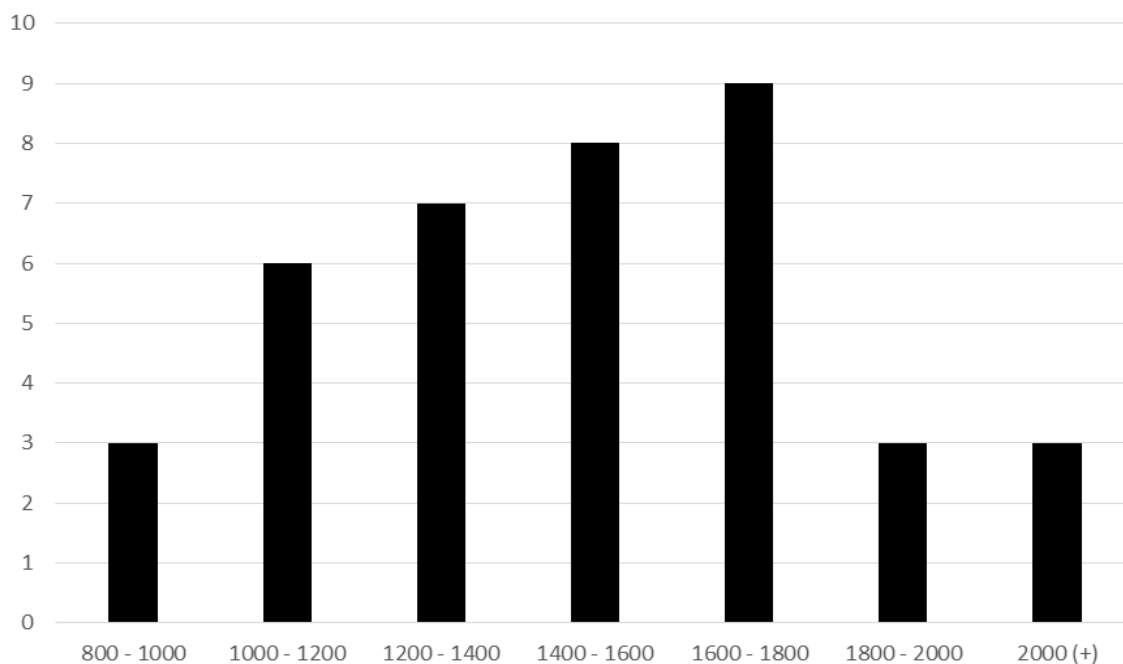


Fig. 227. Nombre de stations échantillonnées en 2016, par tranches altitudinales

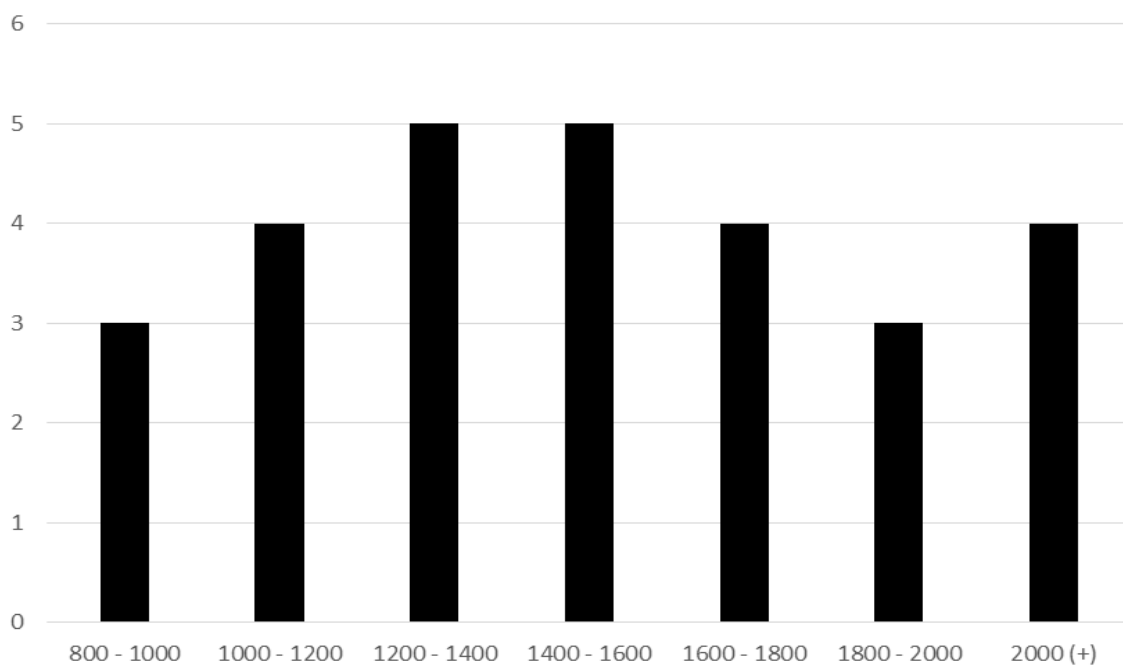


Fig. 228. Nombre de stations échantillonnées en 2017, par tranches altitudinales

Le biais d'échantillonnage lié au passage systématique à une heure identique sur la plupart des stations (et donc certaines échantillonnées toujours à des heures précoces p. ex.), soulevé en 2016 (Comm. Pers., Colin Fontaine), n'a pas été résolu. Pour autant, la réduction de la plage horaire d'échantillonnage doit permettre d'éviter les biais liés aux passages aux heures extrêmes (très tôt ou très tard). La possibilité de faire un tirage automatique des ordres de passage n'est pas envisageable car elle crée une vraie contrainte organisationnelle et temporelle liée à la logistique et au timing d'accès aux différents secteurs et aux différentes altitudes.

A partir de 2017, le monitoring a débuté son fonctionnement en routine. Il permettra donc d'engager les premières analyses de biodiversité sur la base d'un échantillonnage normé.

7.3.2 Résultats exploratoires

- Espèces échantillonnées

Au total, 466 données d'abeilles sauvages ont été saisies pour 711 spécimens récoltés. S'y ajoutent 42 données de bourdons indéterminés non capturés pour 66 spécimens.

Sur ces 711 spécimens, 566 spécimens, correspondant à 411 données² saisies, sont des bourdons (+ 66 spécimens non capturés/identifiés = 10,44 % d'échec de capture). Les bourdons représentent donc presque de 82 % de l'effectif total échantillonné.

En 2017, 27 espèces ont été contactées dont 4 espèces « nouvelles » : *Bombus sylvarum*, *Bombus muscorum*, *Bombus flavidus* et *Bombus norvegicus* (Tab. CXII), contre 24 en 2016 (*Bombus hypnorum* : espèce non contactée en 2017).

La diversité moyenne par station est un peu supérieure à 6 espèces, avec une variabilité de 1 à 12 espèces par station. Cette diversité ne suit pas une loi (meilleur R² de 0,04 pour une loi polynomiale). La diversité est plus faible à basse et très haute altitude. Le rééquilibrage des stations en 2017 atténue cette tendance qui était plus prononcée en 2016 (Fig. 229).

² Cette notion de données apporte une idée de la fréquence des espèces mais elle doit être prise avec précaution car il ne s'agit pas de la fréquence relative des espèces. En effet, une ligne de saisie correspond à une espèce + une caste + une plante butinée ou à un spécimen en vol. De fait, sur une même station, chaque combinaison de caste et de plante peut être saisie pour une même espèce.

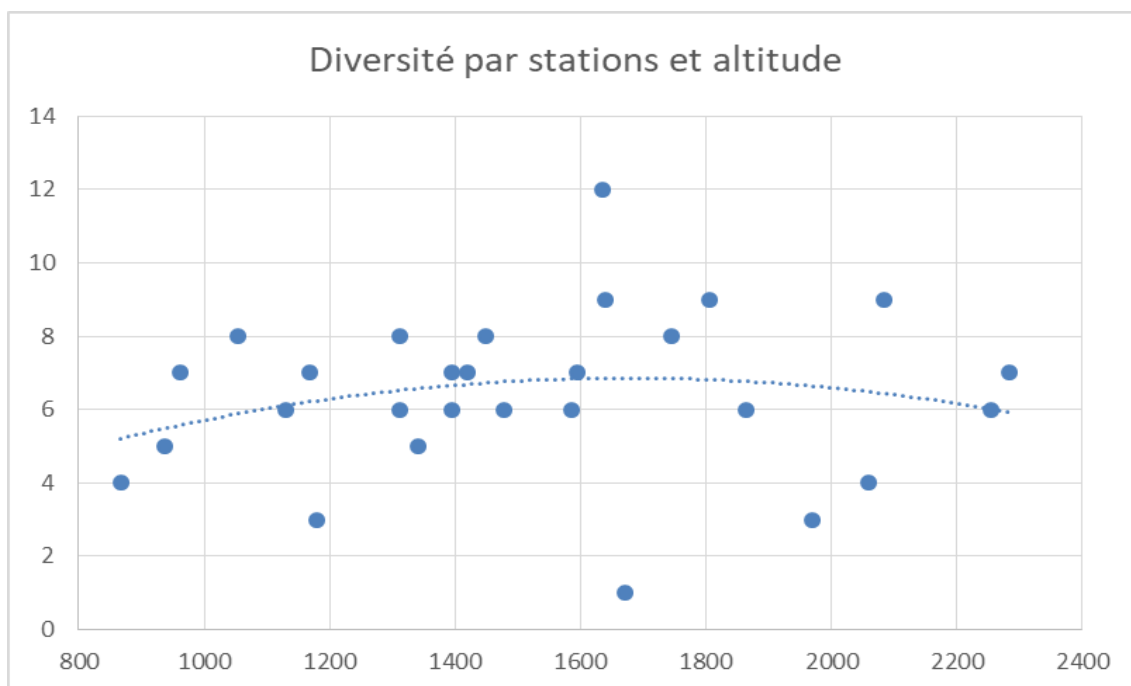


Fig. 229. Diversité stationnelle et altitude

Les stations basses de l'étage subalpin, si elles sont bien fleuries, semblent les plus riches et diversifiées (APS1–Col du Somport, OSS1–ZH du ruisseau de Soques, ANG3–Haut de Goua).

Les stations pauvres en bourdons sont souvent des stations où la floraison est éparse mais diversifiée et sans patchs attractifs (OSS2–cabane d'Arrious), ou les formations homogènes et peu attractives (dominance de fougère pour IRA3–Mürkhülleta et d'*Ulex gallii* et *Erica vagans* pour MAN3–Cap de Baïtch) avec des contraintes fortes (pâturage et écobuage sur MAN3, écobuage sur IRA3). Les stations à moins de 4 espèces peuvent aussi être considérées comme plus pauvres floristiquement.



Tab. CXII. diversité, occurrence, abondance et principaux traits (socialité, lectisme et biogéographique) des bourdons échantillonnés en 2017

Espèces	Occur.	Abond.	Groupe	socialité	lectisme	remarques altitude
<i>Bombus (Alpigenobombus) wurfleini</i>	12	16	montagnard-alpin - boréoalpine	social	Polylectique	apparaît vers 1300 m. voire très localement plus bas (1000 m.)
<i>Bombus (Ashtonipsithyrus) bohemicus</i>	3	3	montagnard - montane	parasite	Sans objet	Au-dessus de 1200 m.
<i>Bombus (Ashtonipsithyrus) vestalis</i>	1	2	planitiaire à bas-montagnard - médioeuropéenne planicole, collinéenne dans le sud	parasite	Sans objet	disparaît vers 1300 m.
<i>Bombus (Bombus) lucorum</i>	49	66	planitiaire à bas montagnard - eurosibérienne	social	Polylectique	devient plus sporadique vers 1600 m.
<i>Bombus (Bombus) magnus</i>	24	63	planitiaire à bas-montagnard – landicole atlantique	social	Oligolectique Ericacées	limite vers 1800 m.
<i>Bombus (Bombus) terrestris</i>	12	16	planitiaire à bas-montagnard – méditerranéenne étendue	social	Polylectique	devient sporadique à partir de 1300 - 1600 m.
<i>Bombus (Fernaldaepsithyrus) flavidus</i>	2	3	boréo-montane	parasite	Sans objet	apparaît au-dessus de 1300 m.
<i>Bombus (Fernaldaepsithyrus) norvegicus</i>	1	1	montagnard -eurosibérienne	parasite	Sans objet	apparaît au-dessus de 1200 m. (dans les Pyrénées)
<i>Bombus (Fernaldaepsithyrus) quadricolor</i>	4	8	montagnard - médioeuropéenne	parasite	Sans objet	apparaît à 1200 m.
<i>Bombus (Fernaldaepsithyrus) sylvestris</i>	6	8	planitiaire à bas-montagnard - eurosibérienne	parasite	Sans objet	jusqu'à 1800 m.
<i>Bombus (Kallobombus) soroensis</i>	43	78	montagnard -médioeuropéenne	social	Polylectique	apparaît vers 900 m. (cité dès 520 m.)
<i>Bombus (Megabombus) hortorum</i>	12	24	planitiaire à montagnard –médioeuropéenne-eurosibérienne	social	Polylectique Langue longue	disparaît vers 1600 m. mais jusqu'à 1800 m.
<i>Bombus (Melanobombus) lapidarius</i>	11	14	planitiaire-collinéen médioeuropéenne mais montagnard en versant bien exposé des Pyrénées	social	Polylectique	devient plus anecdotique au-dessus de 1200 m. mais jusqu'à 2200 m. dans les Pyrénées
<i>Bombus (Melanobombus) sichelii</i>	12	17	montagnard-alpin –boréo-montane	social	Polylectique	apparaît vers 1200 m.
<i>Bombus (Metapsithyrus) campestris</i>	2	9	planitiaire à montagnard - eurosibérienne	parasite	Sans objet	disparaît vers 1300 m.



les sentinelles du climat

Espèces	Occur.	Abond.	Groupe	socialité	lectisme	remarques altitude
<i>Bombus (Mucidobombus) mucidus</i>	4	5	montagnard-alpin -montane	social	Polylectique	apparaît vers 1300 m.
<i>Bombus (Psithyrus) rupestris</i>	6	7	planitiaire à montagnard - eurosibérienne	parasite	Sans objet	montagnard dans la moitié sud de la France au-dessus de 1000 m.
<i>Bombus (Pyrobombus) jonellus</i>	11	23	montagnard dans le sud de l'Europe – landicole	social	Oligolectique non stricte Ericacées	apparaît à 900-1000 m.
<i>Bombus (Pyrobombus) monticola</i>	6	8	montagnard-alpin -boréoalpine	social	Polylectique	apparaît à 1600 m.
<i>Bombus (Pyrobombus) pratorum</i>	2	2	planitiaire à montagnard - eurosibérienne	social	Polylectique	disparaît à 1600 m. sporadique au-delà
<i>Bombus (Pyrobombus) pyrenaeus</i>	3	3	montagnard-alpin - montane	social	Polylectique	apparaît à 1600 m.
<i>Bombus (Rhodobombus) mesomelas</i>	26	37	montagnard-alpin - montane	social	Polylectique	apparaît à 1300 m. dans les Pyrénées (900-1000 m. dans le Jura)
<i>Bombus (Thoracobombus) humilis</i>	25	31	planitiaire à montagnard - eurosibérienne	social	Polylectique	disparaît au-delà de 1800 m. (sporadique au-delà)
<i>Bombus (Thoracobombus) muscorum</i>	2	4	planitiaire à montagnard - eurosibérienne	social	Polylectique	disparaît au-delà de 1300 m.
<i>Bombus (Thoracobombus) pascuorum</i>	48	62	planitiaire à montagnard - eurosibérienne	social	Polylectique	disparaît au-delà de 1500-1600 m. (rare à partir de 1300 m.)
<i>Bombus (Thoracobombus) sylvarum</i>	1	1	planitiaire à montagnard - eurosibérienne	social	Polylectique	disparaît au-delà de 1500 m.
<i>Bombus (Thoracobombus) ruderarius</i>	39	55	planitiaire à montagnard - eurosibérienne avec ssp. montagnarde	social	Polylectique	sans doute jusqu'à 2000 m. et au-delà
27		566				

• Abondance des différentes espèces

Certaines espèces dominent l'échantillonnage (*B. soroensis*, *pascuorum*, *lucorum*, *magnus* et *runderarius*) (Fig. 230–Fig. 231).

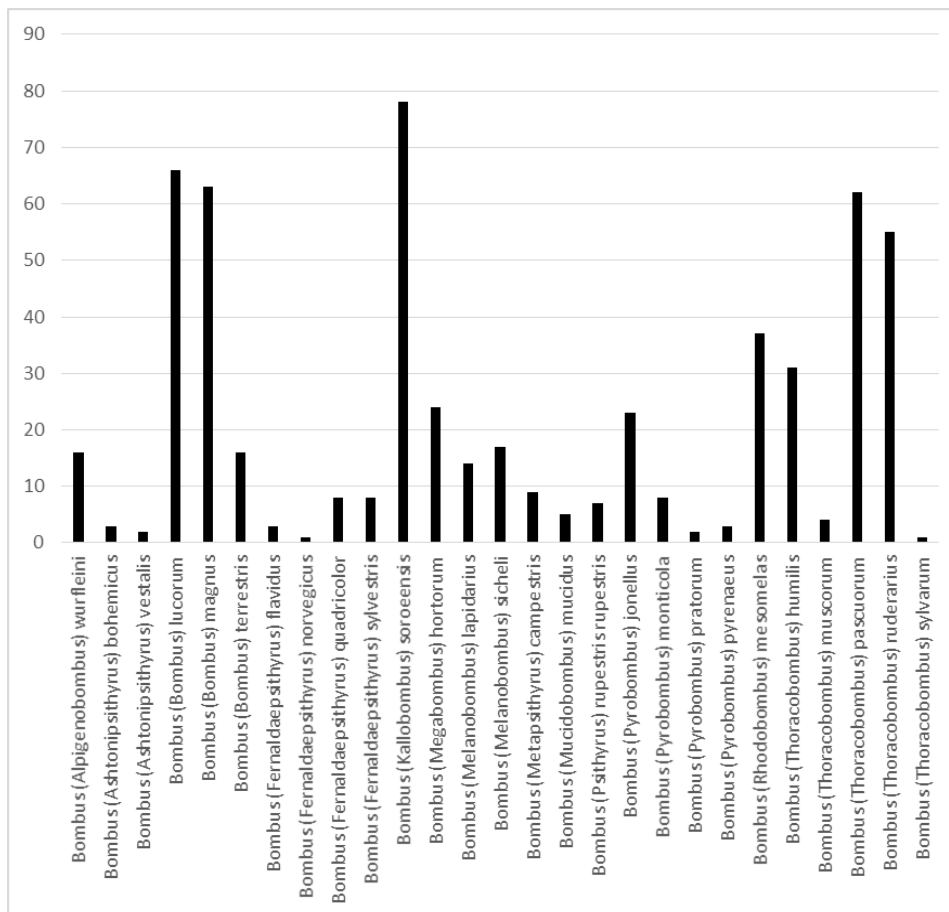


Fig. 230. Abondance brute des différentes espèces de bourdons rencontrées en 2017

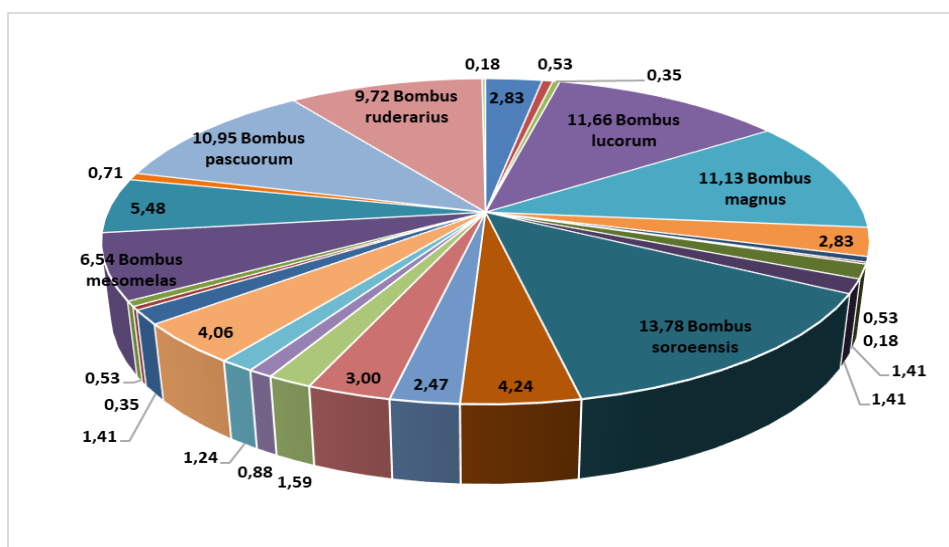


Fig. 231. Abondance relative des différentes espèces de bourdons rencontrées en 2017

L'observation des abondances et diversités par passage montre une montée en charge progressive des abondances jusqu'à un pic estival en août, malgré des conditions météorologiques défavorables. Le déclin des abondances est marqué en septembre, mais sans doute moins prononcé en réalité sur le terrain, car il est largement influencé par les relevés non optimaux du 23-24 septembre (seulement 10 spécimens observés). La diversité suit les mêmes tendances : 18 espèces lors du premier passage, 19 lors du deuxième, 20 lors du troisième passage, et 18 espèces pour le dernier passage (Fig. 232-Tab. CXIII).

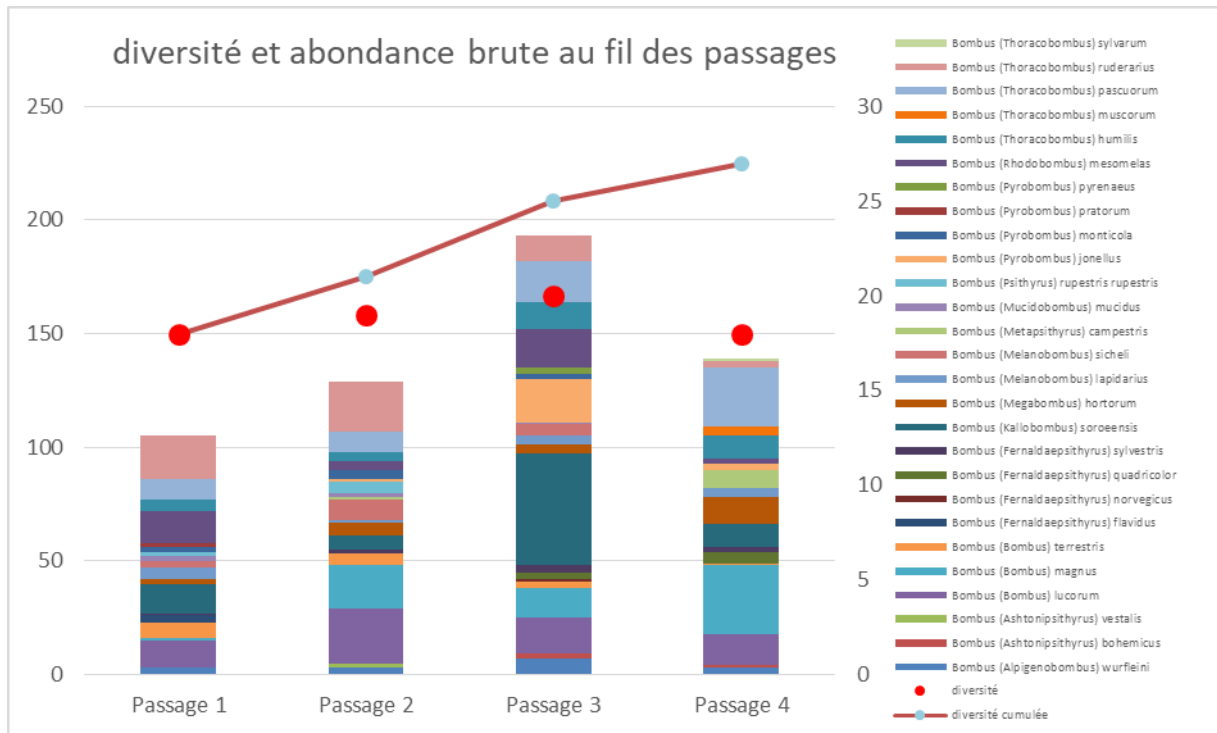


Fig. 232. Diversité et abondance brute au fil des passages

Les bourdons coucous sont bien représentés en diversité (8 espèces sur 27), mais jamais abondants (en jaune pâle dans Tab. CXIII).

Tab. CXIII. abondance relative des bourdons par sous-genre et espèces

Espèces	Abondance relative
<i>Bombus (Alpigenobombus) wurfleini</i>	2,83
<i>Bombus (Ashtonipsithyrus) bohemicus</i>	0,53
<i>Bombus (Ashtonipsithyrus) vestalis</i>	0,35
<i>Bombus (Bombus) lucorum</i>	11,66
<i>Bombus (Bombus) magnus</i>	11,13
<i>Bombus (Bombus) terrestris</i>	2,83
<i>Bombus (Fernaldaepsithyrus) flavidus</i>	0,53
<i>Bombus (Fernaldaepsithyrus) norvegicus</i>	0,18
<i>Bombus (Fernaldaepsithyrus) quadricolor</i>	1,41
<i>Bombus (Fernaldaepsithyrus) sylvestris</i>	1,41
<i>Bombus (Kallobombus) soroeensis</i>	13,78
<i>Bombus (Megabombus) hortorum</i>	4,24
<i>Bombus (Melanobombus) lapidarius</i>	2,47
<i>Bombus (Melanobombus) sicheli</i>	3,00
<i>Bombus (Metapsithyrus) campestris</i>	1,59
<i>Bombus (Mucidobombus) mucidus</i>	0,88
<i>Bombus (Psithyrus) rupestris</i>	1,24
<i>Bombus (Pyrobombus) jonellus</i>	4,06
<i>Bombus (Pyrobombus) monticola</i>	1,41
<i>Bombus (Pyrobombus) pratorum</i>	0,35
<i>Bombus (Pyrobombus) pyrenaeus</i>	0,53
<i>Bombus (Rhodobombus) mesomelas</i>	6,54
<i>Bombus (Thoracobombus) humilis</i>	5,48
<i>Bombus (Thoracobombus) muscorum</i>	0,71
<i>Bombus (Thoracobombus) pascuorum</i>	10,95
<i>Bombus (Thoracobombus) ruderarius</i>	9,72
<i>Bombus (Thoracobombus) sylvarum</i>	0,18

Le Tab. CXIV met en avant les abondances relatives des espèces par ordre décroissant. Sur la gamme d'altitude des 28 stations proposées, les bourdons montagnards (couleur violet clair) sont encore assez présents avec quelques planitiaires à large amplitude d'altitude (en bleu foncé) (*B. lucorum*, *B. magnus*) ou plus sténoèces (habitats, températures). A l'inverse, les espèces strictement alpines ou boréo-alpines (couleur violet foncé) sont peu abondantes.

Tab. CXIV. abondance relative des bourdons par ordre décroissant d'abondance

Espèces	Abondance relative
<i>Bombus (Kallobombus) soroeensis</i>	13,78
<i>Bombus (Bombus) lucorum</i>	11,66
<i>Bombus (Bombus) magnus</i>	11,13
<i>Bombus (Thoracobombus) pascuorum</i>	10,95
<i>Bombus (Thoracobombus) ruderarius</i>	9,72
<i>Bombus (Rhodobombus) mesomelas</i>	6,54
<i>Bombus (Thoracobombus) humilis</i>	5,48
<i>Bombus (Megabombus) hortorum</i>	4,24
<i>Bombus (Pyrobombus) jonellus</i>	4,06
<i>Bombus (Melanobombus) sicheli</i>	3,00
<i>Bombus (Alpigenobombus) wurfleini</i>	2,83
<i>Bombus (Bombus) terrestris</i>	2,83
<i>Bombus (Melanobombus) lapidarius</i>	2,47
<i>Bombus (Metapsithyrus) campestris</i>	1,59
<i>Bombus (Fernaldaepsithyrus) quadricolor</i>	1,41
<i>Bombus (Fernaldaepsithyrus) sylvestris</i>	1,41
<i>Bombus (Pyrobombus) monticola</i>	1,41
<i>Bombus (Psithyrus) rupestris rupestris</i>	1,24
<i>Bombus (Mucidobombus) mucidus</i>	0,88
<i>Bombus (Thoracobombus) muscorum</i>	0,71
<i>Bombus (Ashtonipsithyrus) bohemicus</i>	0,53
<i>Bombus (Fernaldaepsithyrus) flavidus</i>	0,53
<i>Bombus (Pyrobombus) pyrenaeus</i>	0,53
<i>Bombus (Ashtonipsithyrus) vestalis</i>	0,35
<i>Bombus (Pyrobombus) pratorum</i>	0,35
<i>Bombus (Fernaldaepsithyrus) norvegicus</i>	0,18
<i>Bombus (Thoracobombus) sylvarum</i>	0,18

Fig. 233. Légende :

	Espèces planitaires à montagnardes pas ou peu au-delà de 1300 m.
	Espèces planitaires à montagnardes au-delà de 1300 et jusqu'à 1800 m.
	Espèces planitaires à montagnarde au-delà de 2000 m. (ssp. montagnarde)
	Espèces montagnardes -alpines (montane)
	Espèces alpines ou boréo-alpines

- Quelques exemples d'évolution des abondances de bourdons au fil de la saison

Cette partie présente quelques cas de figure de l'évolution saisonnière des abondances de bourdons sur une station donnée.



Station montagnarde atlantique à tendance landicole

La dispersion des femelles et des ouvrières de *Bombus magnus* est observée en fin de saison dans les landes en fleur, principale/unique zone de ressource à cette saison. Sur cette station, la disponibilité floristique est réduite dans le temps et en diversité (Fig. 234).

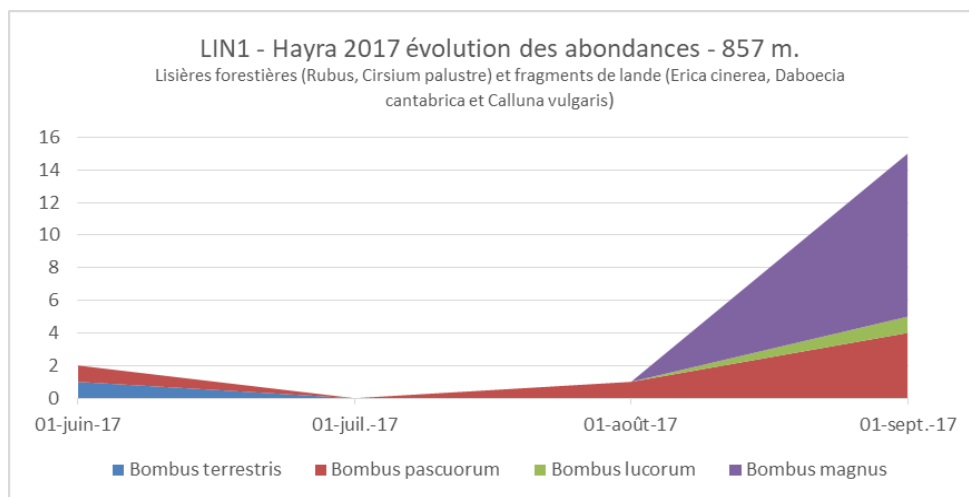


Fig. 234. Evolution des abondances station LIN1

Station montagnarde avec prairie de fond de vallée

Il s'agit d'un exemple de station riche floristiquement en contexte de basse montagne et soumise à l'agropastoralisme. La richesse floristique de la station est inégale dans la saison avec le pâturage et la fauche (Fig. 235).

Une exploitation estivale par des montagnardes (*B. soroensis*, *B. wurfleini*) est observée.

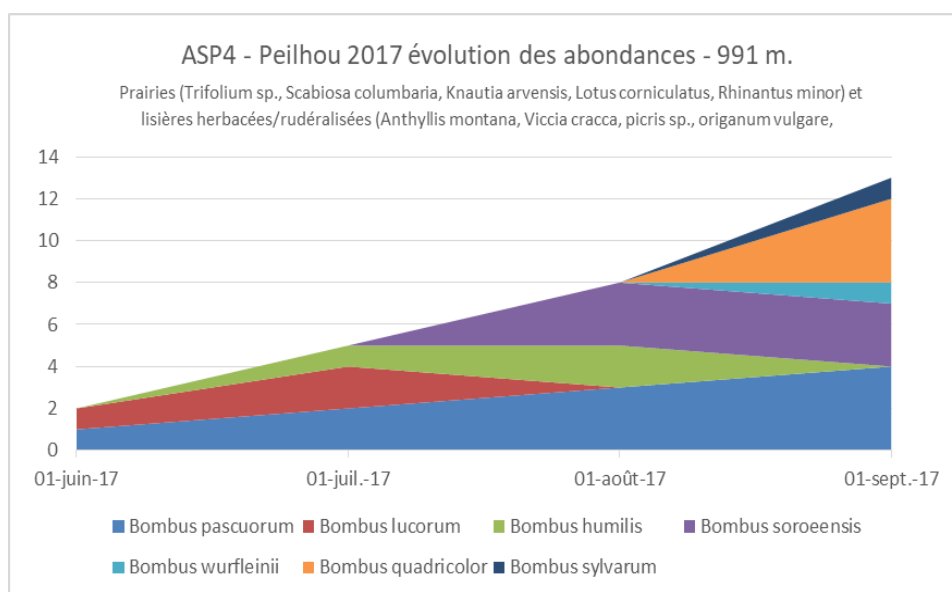


Fig. 235. Evolution des abondances station ASP4

Station montagnarde (distante de 3,5 km de la précédente)

Les formations végétales présentes sont des pelouses, des prairies et des ourlets (lande et bord de ruisseau, avec bonne diversité floristique plus régulière dans la saison et patchs de fleurs (*Rubus idaeus*, *Calluna vulgaris*, *Aconitum napellus*). C'est un exemple de station riche floristiquement en contexte de moyenne montagne (Fig. 236).

Les patchs à *Rubus idaeus* sont attractifs en début de saison, avec un cortège nettement montagnard (apparition de *Bombus mesomelas*), et des espèces sténoèces (*B. humilis*, *B. lucorum*). En fin de saison, la dispersion nette des mâles de bourdons avec une attractivité forte d'*Aconitum napellus* sur les mâles de *Bombus hortorum* est observée.

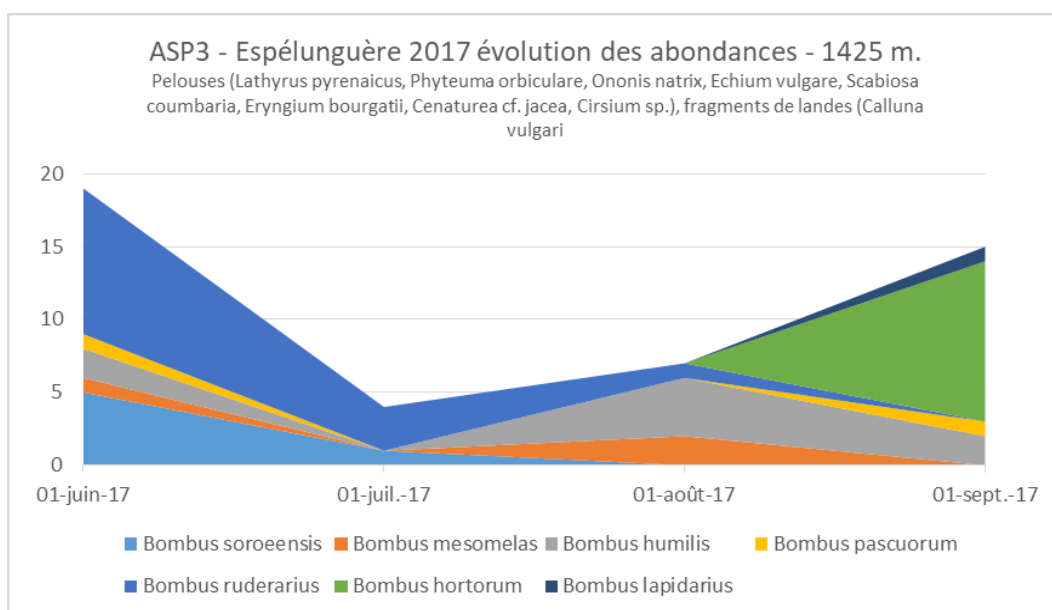


Fig. 236. Evolution des abondances station ASP3

Station montagnarde avec pelouse thermophile riche floristiquement

Sur cette station, un cortège montagnard marqué avec beaucoup de bourdons-coucous est observé (Fig. 237).

La station est peu attractive en début de saison (contrainte climatique, exposition à l'ouest et pas de patch floristique précoce). En été, avec le versant ouest qui constitue une zone ressource importante, le secteur est extrêmement important pour la survie des colonies mais aussi des reproducteurs.

Cette station présente les caractéristiques typiques d'un site sur lequel l'évolution du climat pourrait entraîner des perturbations potentielles importantes sur le trophisme (précocité floristique, perte de diversité floristique, chute de la disponibilité de la ressource : nectar et pollen).

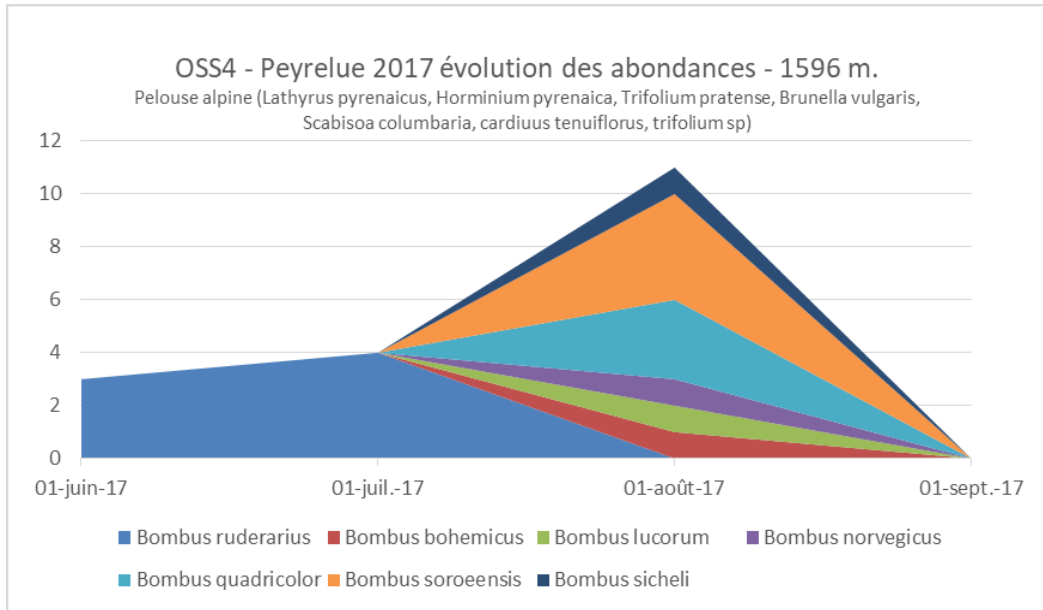


Fig. 237. Evolution des abondances station OSS4

Station alpine versant sud richement fleurie

La floraison est tardive. L'attractivité est restreinte dans la saison (juillet –août) avec, sans doute en partie, des déplacements pour le butinage depuis les altitudes infères (1800 – 2000 m.).

Le cortège de bourdons est nettement alpin, avec une espèce planitiaire sténoèce, une espèce montane tolérante (*B. soroensis*) et une espèce montane plus exigeante (*B. mesomelas*) (Fig. 238).

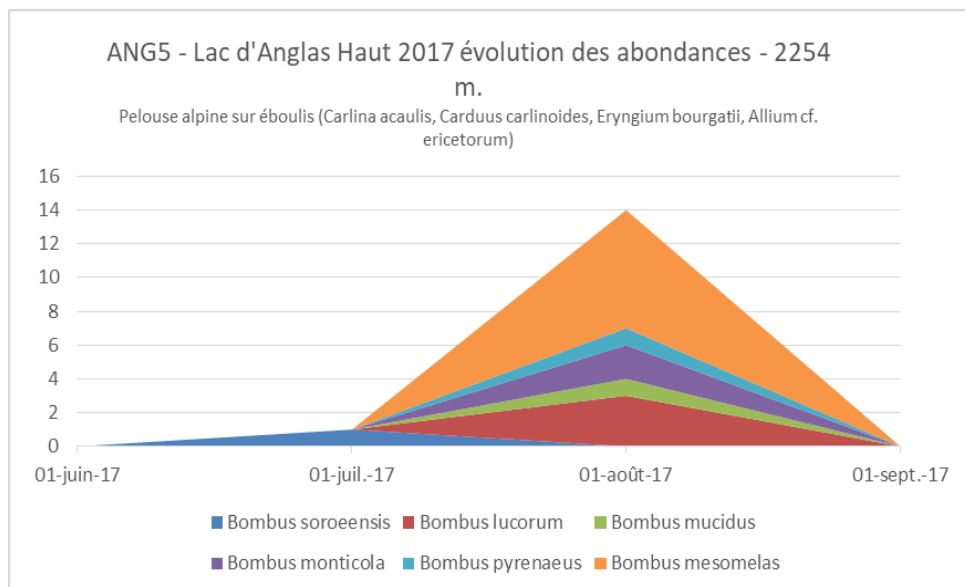


Fig. 238. Evolution des abondances station ANG5

Station alpine avec lande à Rhododendron et *Vaccinum spp.*

Cette station est en partie en versant sud, sans doute plus froide que la précédente et plus pauvre floristiquement (moins attractive).

Son attractivité est plus précoce que la station précédente (*Rhododendron*, *Vaccinum myrtillus* et *V. uliginosum*). Mais, en fin de saison, en l'absence de fleurs, l'attractivité est nulle. Les bourdons sont absents, sauf quelques circulations d'une vallée à l'autre en hauteur (reproducteurs) (Fig. 239).

Le cortège est typiquement alpin (cf. stations précédentes).

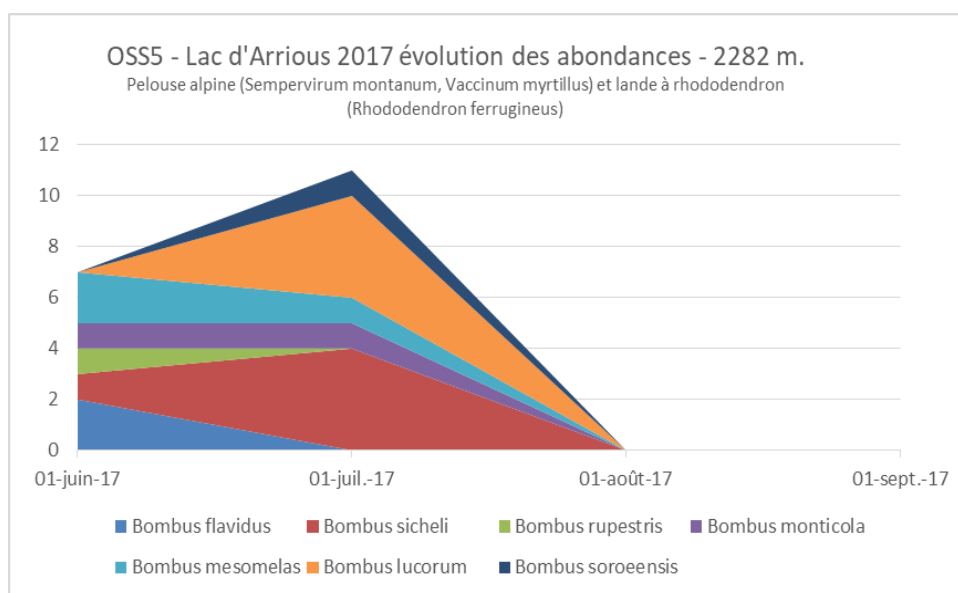


Fig. 239. Evolution des abondances station OSS5

- Quelques exemples de gamme d'altitude et de phénologie de bourdons

Quelques exemples de gammes d'altitude exploitées au fil de la saison par les bourdons (fréquence) sont présentés ici. Le traitement de ces informations, sur les abondances et cumulatives (inter-annuelles), est à approfondir. Mais il permet déjà d'affiner ce trait sans doute propre à chaque espèce.

L'ensemble des profils montre une courbe de tendance polynomiale.

Le cas de *Bombus pascuorum* est intéressant. En 2017, l'espèce a été notée au-delà de 1600 m sans présenter une réelle baisse de fréquence au-dessus de 1300 m (Fig. 240).

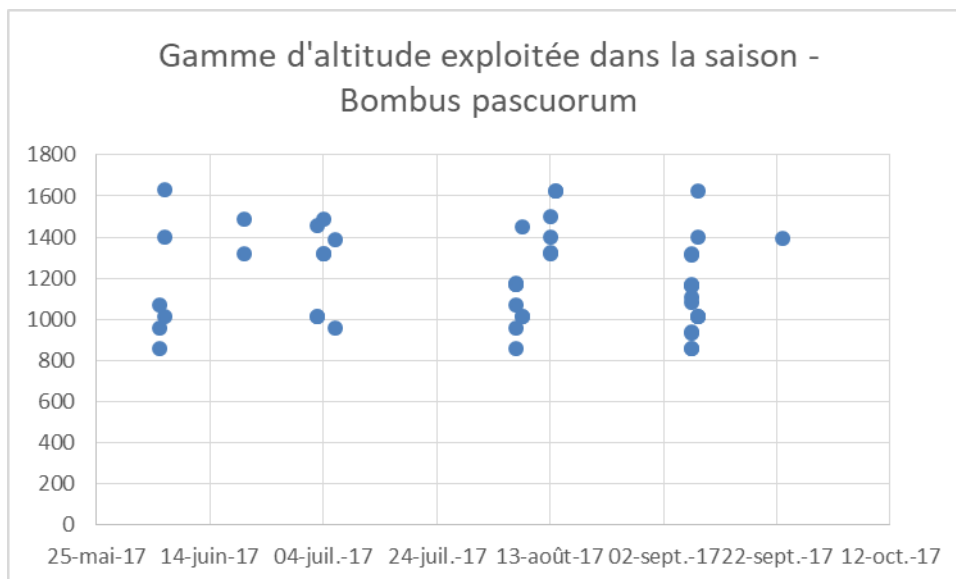


Fig. 240. Gamme d'altitude exploitée dans la saison par *Bombus pascuorum*

Bombus lucorum, donné comme plus sporadique au-dessus de 1600 m, exploite aisément les zones fleuries à plus de 2000 m (Fig. 241).

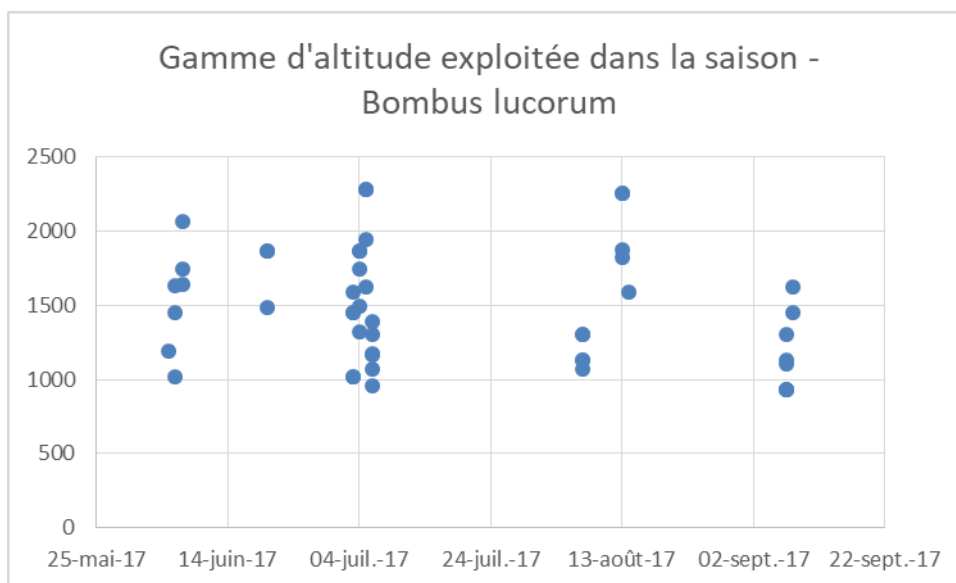


Fig. 241. Gamme d'altitude exploitée dans la saison par *Bombus lucorum*

Bombus terrestris est une espèce relativement marginale en montagne (Fig. 242).

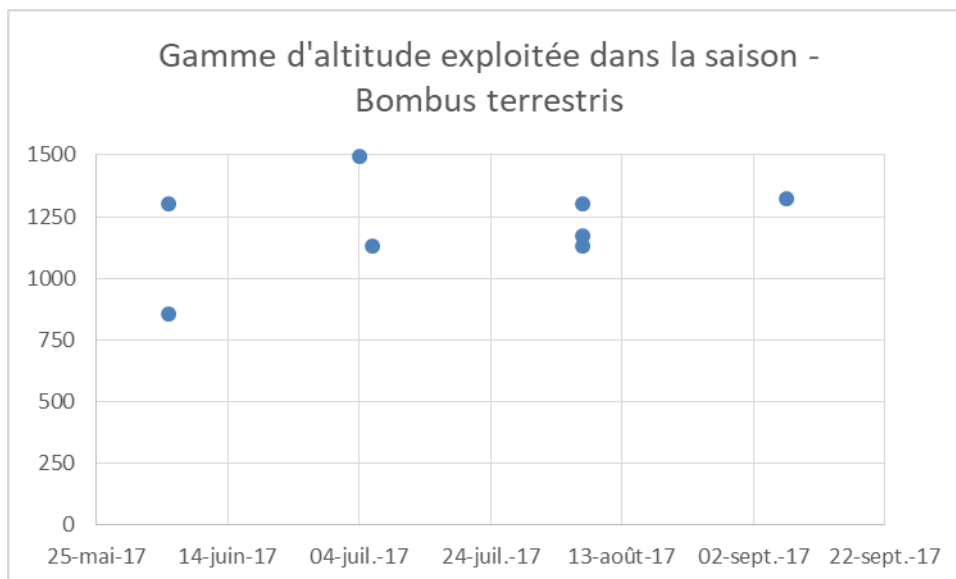


Fig. 242. Gamme d'altitude exploitée dans la saison par *Bombus terrestris*

Les gammes d'altitude de *Bombus monticola* et *Bombus sicheli* sont un peu différentes. *B. monticola* ne semble pas descendre en dessous de 1700 m, avec une remarquable stabilité de présence sur les stations de haute altitude. Il semble aussi plus précoce que *B. sicheli*. *B. sicheli* paraît plus commun, avec une plage de présence plus large puisque qu'il apparaît à 1300 m d'altitude (Fig. 243).

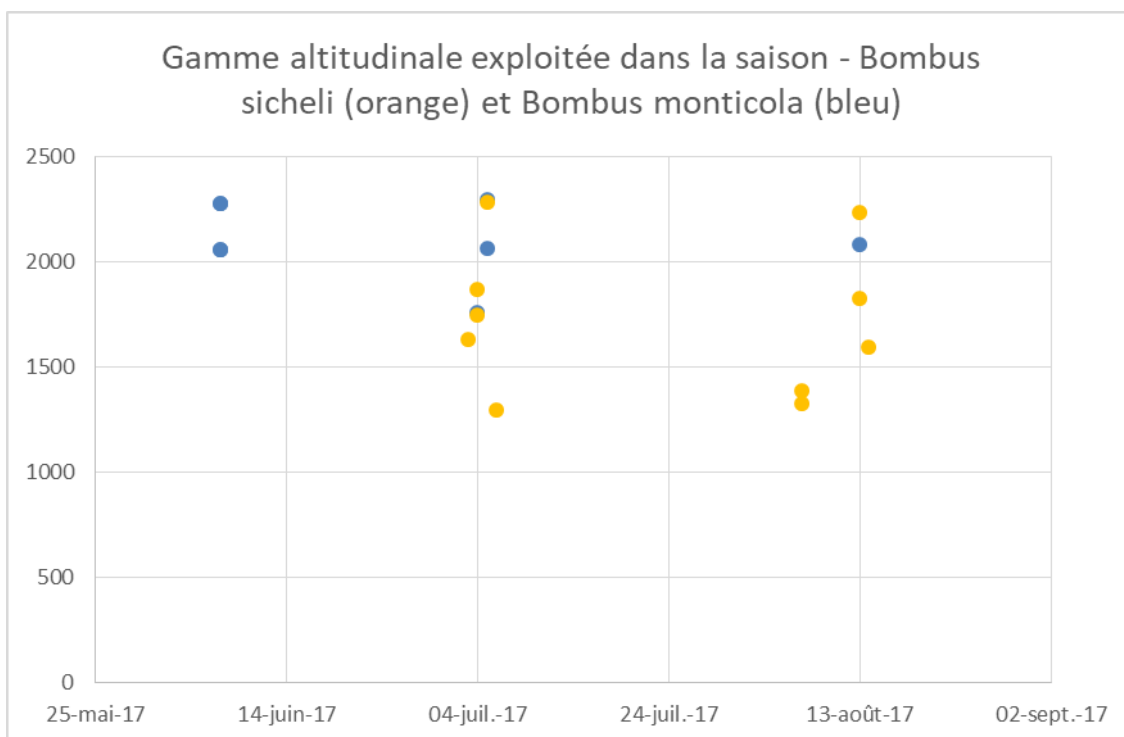


Fig. 243. Gamme d'altitude exploitée dans la saison par *Bombus sicheli*(en orange) et *Bombus monticola* (en bleu)

7.3.3 Discussion

Cette première phase de traitement et d'analyse reste incomplète, mais ce premier jeu de données ouvre des perspectives d'analyses sur la compréhension de l'écologie des espèces, du fonctionnement de ce groupe taxonomique encore relativement méconnu, sur l'autoécologie des espèces et l'écologie fonctionnelle dans ce contexte montagnard à alpin.

- **Données historiques : les espèces de bourdons sur la chaîne des Pyrénées**

L'analyse des données historiques, engagée au cours de l'hiver 2016 –2017 et à l'automne 2017, a permis dans un premier temps d'affiner la liste des espèces potentiellement présentes et leur statut d'abondance/rareté. Elle a aussi permis d'affiner considérablement les gammes d'altitude optimales de présence. Elle constitue une base pour le suivi de l'évolution des gammes d'altitude fréquentées par chaque espèce.

Le jeu de données des abeilles sauvages s'avère particulièrement intéressant. Au niveau biogéographique, il apporte des informations nouvelles avec plusieurs espèces rarissimes, nouvelles pour la région, qui peuvent être typiquement et strictement montagnardes (*Dufourea alpina*, *Halictus pyrenaicus*) ou, au contraire, des piémonts thermophiles ou zones méditerranéennes (*Halictus brunnescens*).

Dans ce jeu de données, les bourdons représentent la majeure partie des spécimens échantillonnés car ce groupe est ciblé dans les suivis et bien détectable. Ils constituent aussi la diversité et la biomasse dominante des abeilles sauvages sur les gammes de moyennes et hautes altitudes, en raison i) de leur caractère social et ii) de leur adaptation physiologique à la montagne (RASMONT *et al.*, 2015), que ce soit dans des habitats de type landes (ISERBYT, 2009) et/ou sur les patchs attractifs de fleurs.

En cumulé, sur ces deux dernières années, une diversité de 28 espèces a été observée. Pour rappel, 30 espèces sont connues sur le périmètre du Parc National des Pyrénées (PNP), et 35³ sur le PNP + les zones adjacentes de la chaîne des Pyrénées (ISERBYT, 2009) (Fig. 244 tirée de ISERBYT, 2009).

Tableau 7. Principales contributions à la connaissance de *Bombus* Latreille des régions montagneuses ouest-paléarctiques.

Auteurs	Région considérée	Nombre d'espèces
Benoist 1928, Pittioni 1937, Beaumont 1958, Comba 1960, Reinig 1970, Comba 1972, Tkalcu 1974, Delmas 1976, Intoppa <i>et al.</i> 1995, Cornalba 2007	Alpes	34
Ricciardelli d'Albore 1997	Monts Sibillini (Italie)	20
Graziano 2002	Valle Fiorita (Italie)	19
Ornosa Gallego 1984, Obeso 1992	Monts Cantabriques	31
Reinig 1970	Balkans	26
Banaszak & Krzysztofak 1996	Wigry (Pologne)	28
Dathe 1981	Dombai (Caucase)	19
Iserbyt (présent travail)	Parc National des Pyrénées	30
Kruseman 1958, Delmas 1976, Rasmont 1988, Gosselin <i>et al.</i> 2007, Iserbyt <i>et al.</i> 2008	Pyrénées-Orientales (France)	36
Reinig 1970, Rasmont <i>et al.</i> 1987, Rasmont 1989, Rasmont & Parat 2002	Massif Central (France)	26

Fig. 244. Diversité des bourdons enregistrée dans différentes régions montagneuses ouest-paléarctiques (d'après ISERBYT, 2009).

³ *Bombus maxillosus* comptabilisé comme espèce à part entière dans le travail d'ISERBYT, 2009 est aujourd'hui considéré comme une forme ou au mieux comme sous-espèce de *Bombus barbutellus*

- *Comparaison stations / PNP*

Les espèces non contactées mais connues dans le Parc National des Pyrénées (PNP) sont :

- *Bombus mendax* (limite est de son aire dans le PNP – très rare en vallée d’Aspe (1 data) et en Ossau (9 datas). Les gammes d’altitudes étudiées sont comprises entre 867 m – 2283 m et ne permettent pas de détecter cette espèce. Il faudrait sans doute multiplier les relevés dans la gamme haute d’altitude, mais les probabilités de contacts sont très faibles à ces altitudes car les densités (toutes espèces confondues) sont très faibles. Multiplier les points d’échantillonnages c’est augmenter les contraintes de temps et accentuer les aléas météorologiques.
- Une autre espèce, subalpine et alpine, comme *B. mendax*, reste à détecter dans les Pyrénées à ces altitudes : *Bombus inexpectatus*.
- *Bombus barbutellus* (espèce parasite – une seule donnée en vallée d’Ossau),
- *Bombus gerstaeckeri* (oligolectique sur Aconit – limite Est de son aire dans le PNP à Luz–Ardiden – Fig. 245 tirée de ISEBYT, 2009),

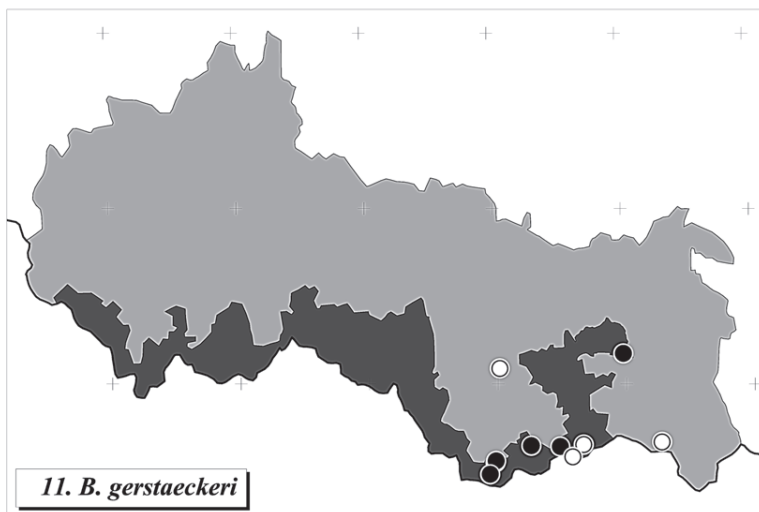


Fig. 245. Aire répartition de *Bombus gerstaeckeri* dans le PNP et ses zones périphériques (d’après ISEBYT, 2009)

- *Bombus subterraneus* (2 datas en Ossau – Fig. 246 tirée de ISERBYT, 2009).



Fig. 246. Aire répartition de *Bombus subterraneus* dans le PNP et ses zones périphériques (d'après ISERBYT, 2009)

- *Bombus jonellus*, espèce landicole, n'était pas connue sur le PNP. Elle a été contactée en 2016 au Col du Somport (1 m.) en plus de ses stations « traditionnelles » du Pays-Basque (Aldudes, Iraty) où les observations sont annuelles (mais plus ou moins abondantes).

Les Pyrénées n'accueillent pas de bourdons « extrême »-alpins comme *Bombus alpinus*, et la gamme d'altitude visée permet d'échantillonner normalement l'ensemble de la faune pyrénéenne d'altitude (*Bombus mucidus*, *Bombus monticola*, *Bombus pyrenaicus*, *Bombus mesomelas*, *Bombus wurfleini*, *Bombus sichelii*, *Bombus soroensis*).

- *Comparaison stations / chaîne pyrénéenne*

Parmi les espèces présentes sur la chaîne des Pyrénées, certaines sont dans une situation de déclin tellement avancé qu'il est quasi illusoire de les contacter aujourd'hui. C'est le cas de :

- *Bombus cullumanus* : pas de données récentes depuis 20-30 ans en France ; anciennes citations de Canfranc, Camprodon (Espagne versant sud du Somport) ; pas de données dans le PNP,
- *Bombus confusus* (stations relictuelles collinéennes en Haute-Garonne – données personnelles David GENOUD), qui reste potentiellement présent en dessous de 2000 m (Ossau, Aspe) ; pas de données dans le PNP,
- *Bombus mocsayri* (espèce steppique montagnarde cantonnée au piémont ibérique des Pyrénées et à l'extrême est de la chaîne (1 seule donnée historique), au Causse du Larzac et à la région du Mont Ventoux) ; pas de données dans le PNP. Cette espèce pourrait être en devenir (colonisation depuis les versants ibériques ?).
- *Bombus subterraneus* en très fort déclin, relictuel dans le sud du Massif central, très localisé au cœur de ce massif et de l'arc jurassien. Comme *B. confusus* et *B. sylvarum*, son profil écobio-écologique correspond plus à des zones de pâtures hautes ou de fauches à des altitudes infères mais où les gradients de température lui conviennent sans doute peu (profil physiologique de type « sténocéne de milieu frais »). De fait, l'espèce est marginale dans les Pyrénées même à des

altitudes plutôt élevées, dans des contextes d'habitats et de floraison peu favorables pour cette espèce (pâturages ras intenses et sécheresse estivale).

La limite d'aire et facteurs d'habitats optimaux, le profil écologique, présence/abondance de l'hôte (pour les bourdons-coucou) conditionnent par eux-mêmes l'abondance/le statut de rareté de certaines espèces.

- Données du suivi les sentinelles du climat

- *Diversité et abondance des espèces échantillonnées*

La diversité moyenne par station présente un profil avec une plus faible diversité à basse et très haute altitude. Les stations basses de l'étage subalpin, si elles sont bien fleuries, semblent effectivement les plus riches et diversifiées.

Les stations pauvres en bourdons sont souvent des stations :

- soit où la floraison est éparse mais diversifiée et sans patchs attractifs,
- soit où les formations sont homogènes et peu attractives (dominance de Fougère aigle, d'*Ulex gallii* et d'*Erica vagans* p. ex.) avec des contraintes fortes (pâturage et écobuage, écobuage).

Ces contraintes induisent du dérangement, mais implique aussi un certain nombre de conditions pour optimiser à la fois l'échantillonnage (date compatible avec la floraison des espèces dominantes) et la présence des bourdons (faible attractivité temporaire des habitats adjacents).

Les stations à moins de 4 espèces peuvent aussi être considérées comme plus pauvres floristiquement. Mais là encore avec seulement 4 passages/an, un léger décalage phénologique de floraison peut considérablement réduire la diversité détectable de bourdons. C'est le cas de LIN1-Hayra, où les passages n'ont pas été synchrones avec la floraison des ronces *Rubus sp.* et de ANG4-Lac d'Anglas, où les relevés ont été asynchrones avec la floraison de *Eryngium bourgatii* contrairement aux relevés l'année 2016.

Certaines espèces dominent l'échantillonnage (*B. soroensis*, *pascuorum*, *lucorum*, *magnus* et *runderarius*). 2 espèces montanes (*B. ruderarius* et *B. soroensis*) sont observées et une espèce qui trouve son optimum en zone collinéenne et montane (*B. lucorum*) (faibles occurrences en plaine, notamment du Sud-Ouest (David Genoud données pers.). *B. magnus* est un landicole localement et temporairement très abondant sur certaines stations (tourbière de Sourzay, col d'Oraaté - Iraty), alors que *B. pascuorum* est une espèce dominante à large spectre (euryèce), expansive mais qui monte normalement peu en altitude (1600 m ?). Pour cette dernière, l'analyse temporelle et altitudinale de la répartition est à effectuer pour mieux comprendre sa répartition dans la gamme d'altitude. C'est à terme une espèce-cible particulièrement intéressante à suivre (tendance évolutive en altitude, tendance évolutive phénologique, etc.).

Pour les abondances relatives, les espèces montagnardes ou les espèces à optimum montagnard (*B. ruderarius*, *B. soroensis*) et les espèces de milieu frais (*B. lucorum*) dominent avec une espèce bas-alpine (*B. mesomelas*). Les espèces landicoles (*B. magnus*, *B. jonellus*) sont bien représentées, à la faveur des nombreux échantillonnages dans des landes montagnardes au Pays basque, avec une introgression dans le montagnard pyrénéen (Aspe et Ossau où ils sont plus/très rares et localisés) à la faveur des formations à Ericacées. Toutefois la limite altitudinale semble plafonner à 1850 m environ et ces deux landicoles semblent de prime-analyse éviter les formations à Rhododendron.

Cette approche très générale demeure intéressante pour étudier l'évolution temporelle des cortèges, mais à affiner par gammes d'altitude pour suivre l'évolution de l'utilisation des gammes d'altitude pour chaque espèce.

La courbe de diversité cumulée part d'une base de 18 espèces pour atteindre 27 espèces en septembre (2 espèces nouvelles pour le dernier passage). L'absence de seuil est liée, d'une part à la détection difficile des espèces peu populeuses, et d'autre part au fait que la détection de ces espèces « discrètes » est meilleure en fin d'été avec l'émergence (courant juillet/août selon les espèces) de la caste des mâles (bonnes abondances, forte dispersion et forte activité sur les plantes à fleurs).

Les bourdons coucous sont bien représentés en diversité mais jamais abondants. Là aussi l'évolution temporelle de leur représentativité (diversité et abondance) est un indicateur de l'évolution des populations. D'un point de vue phylogénétique, l'approche par sous-genre est à approfondir car, généralement, chaque sous-genre est composé d'espèces adaptées à des niches écologiques et des gammes d'altitude différentes. L'évolution dynamique de chaque espèce dans sa niche est donc particulièrement intéressante à suivre notamment pour essayer d'analyser la part climatologique et la part « évolution des habitats » dans l'effet sur la dynamique générale des populations.

Les abondances relatives mises en lien avec les groupes écotypiques sont un indicateur futur simple à mettre en place afin d'observer le « glissement » des groupes écotypiques ou des espèces. Cette analyse est sans doute à recouper notamment avec les mesures écophysiologiques pour observer les phénomènes d'adaptation des espèces au contexte évolutif du changement climatique (phénologie floristique, transformation des habitats et évolution des abondances floristiques, transhumances saisonnières spécifiques).

Sur la gamme d'altitude des 28 stations proposées, les bourdons montagnards sont encore assez présents avec quelques planitiaires à large amplitude d'altitude (*B. lucorum*, *B. magnus*) et plus sténoèces (habitats, températures). A l'inverse, les espèces strictement alpines ou boréo-alpines sont peu présentes mais c'est assez conforme à ce qui est connu dans les Pyrénées (ISERBYT, 2009). A savoir, même en ubac (= versant nord), le cortège alpin ou boréo-alpin est relativement marginalisé sur le massif pyrénéen. La proximité des plaines, la faible ampleur du massif (et sans doute son inertie thermique assez modeste), les faibles surfaces au-delà de 2500 m d'altitude, la latitude du massif, les effets de foehn, le caractère thermophile et rocailleux des soulans (=adrets = versant sud-est à ouest) sont autant de raisons qui expliquent cet état de fait.

Pour autant, à long terme, c'est bien cette modification des abondances des groupes écotypiques entre planitiaires plus strictes, planitiaires plus sténoèces, espèces montanes et espèces alpines/boréo-alpines qui est particulièrement intéressante à suivre et voir évoluer. La réduction des espèces montanes et alpines au profil des planitiaires est une hypothèse plausible.

- *Evolution saisonnière des abondances des espèces échantillonnées*

L'évolution saisonnière des abondances des bourdons s'avère intéressante pour comprendre le fonctionnement biologique et la phénologie des bourdons. A terme c'est sans conteste l'abondance inter-annuelle lissée sur le pas de temps de l'étude qui sera le plus pertinent à étudier/mesurer/suivre.

Sur l'ensemble des sites, un déclin des fréquences (et abondances) et l'abandon des stations hautes en fin de saison sont observés. Mais il faut relativiser ces résultats de fin de saison car ils sont sans doute largement faussés par le passage tardif du 23-24 septembre (seulement 10 spécimens observés).

- *Plusieurs espèces méritent une attention particulière*

Le cas de *Bombus pascuorum* est intéressant. Il est connu pour disparaître vers 1500–1600 m et est rare partir de 1300 m (ISERBYT, 2009). En 2017, l'espèce a été notée au-delà de 1600 m sans présenter une réelle baisse de fréquence entre 1300 et 1600 m.

Bombus lucorum, espèce donnée comme plus sporadique au-dessus de 1600 m (ISERBYT, 2009), exploite aisément les zones fleuries à plus de 2000 m. Il s'étale bien dans toute la gamme d'altitude échantillonnée, et semble s'adapter à toutes les gammes d'habitats et toute la flore. Les femelles (tôt le matin) et les ouvrières, notamment, montent exploiter les rhododendrons début juillet à plus de 2000 m d'altitude. Il faut toutefois nuancer cette analyse en scindant bien les castes. En effet, hors stations de rhododendron, les spécimens de haute-altitude sont des mâles qui se dispersent. C'est un bourdon précoce qui est très présent en juillet et qui décline par la suite (surtout observé par l'abondance des mâles identifiables à vue).

Il est intéressant d'observer comme *Bombus terrestris* est relativement marginal en montagne alors que c'est l'espèce dominante (avec *Bombus pascuorum*) en piémont et plaine. L'espèce est notée isolée à sa plus haute altitude dans le massif de l'Anie (L'aberouat – Lees–Athas –64). Les autres stations ne concernent que les massifs des Aldudes et d'Iraty. *B. terrestris* est une espèce banale et euryèce qui paraît être particulièrement intéressante à suivre dans le futur (colonisation du cœur du massif, et des étages montagnards–alpins ?).

Les gammes d'altitude de *Bombus monticola*, espèce boréo–alpine, et *Bombus sicheli*, espèce boréo–montane, sont un peu différentes, mais assez conformes à ce qui est connu pour *B. monticola* (absence en dessous de 1600 m.) et *Bombus sicheli* (apparition à partir de 1200 m.). Ces deux espèces sont particulièrement intéressantes. Elles sont toutes deux été trouvées en 2017 au-dessus de leur limite altitudinale la plus basse connue : simple hasard ou vraie tendance à ne plus fréquenter les gammes altitudinales les plus basses connues ?

- *Perspectives de suivi et d'analyse*

Le protocole semble montrer, à travers ces premiers résultats, sa pertinence et son efficacité pour l'échantillonnage du groupe taxonomique visé, mais aussi pour les approches dynamiques, phénologiques des espèces de bourdons et de leurs réponses à certains états biologiques (phénologie de floraison, abondance de floraison). Ces états biologiques sont largement guidés par l'évolution et la variabilité interannuelle de variables abiotiques relatives à la météorologie et à la climatologie (quantités de neige et date de retrait de la neige à différentes altitudes, températures moyennes mensuelles, volume de précipitations (sécheresse printanière, estivale, etc.), instabilité et perturbations saisonnières et choc thermique). Tous ces paramètres interfèrent sur les dynamiques des populations et du peuplement de bourdons en fonction de l'écologie de chaque espèce (espèces précoces ou tardives, espèces populeuses ou non, espèces thermo–tolérantes etc.) et de leurs capacités d'adaptation.

Toutefois, cette première année de suivi ne permet pas forcément d'approfondir considérablement ce travail pour plusieurs raisons :

- Une phase d'échantillonnage qui s'achève tardivement (24 septembre en 2017),

- une phase d'étalage, systématique, longue et minutieuse (pour l'exploitation future de traits écophysiological⁴) des quelques 500 spécimens capturés,
- une phase d'étiquetage et saisie après séchage (15 jours),
- une phase d'identification des bourdons (plusieurs journées),
- puis au moins pour cette 1^{ère} année d'échantillonnage une double identification/validation de certains spécimens et contrôle de certaines identifications par au moins un tiers, ainsi que des comparaisons sur des spécimens séquencés pour au moins un groupe complexe.

La mise en place d'un traitement statistique des données plus développé en routine, notamment autour des indices de diversité (se pose la question de la pertinence des indices de diversité sur un groupe taxonomique restreint et des espèces sociales ? comm. pers. Mickael HENRY – INRA) et des facteurs abiotiques est à mettre en place (phénologie de floraison, abondance floristique, températures). En effet, ces différents facteurs n'ont pas été analysés en 2017, mais, sur l'aspect strictement floristique, les relevés stationnels de végétation précis seront réalisés sur plusieurs années avec le concours du Conservatoire Botanique des Pyrénées.

D'autres pistes d'analyses seront testées et développées au fil des ans et des analyses multivariées seront proposées (analyse annuelles et cumulatives). La diversité par gamme d'altitude, l'évolution du cortège et de l'abondance des groupe ecotypiques au sein des stations et des gammes d'altitude sont des approches permettant d'appréhender de la modélisation prédictive de présence des espèces.

Les résultats attendus à la fin du cycle de 5 années d'échantillonnage sont assez divers et sont basés sur l'analyse de la structure des communautés de bourdons en fonction des sites (secteurs), du gradient d'altitude, des variables météorologiques :

- indice d'abondance,
- indice de richesse spécifique (pertinence à discuter sur ce modèle « bourdons »),
- indice de diversité spécifique (pertinence à discuter sur ce modèle « bourdons »),
- assemblage des espèces (cortège par sites et évolution),
- homogénéité entre les répliques d'échantillonnage,
- homogénéité intra-stations (entre les stations et les sites) et intra massif pyrénéen et sous-massif, PNP (Iserbyt, 2009) et inter-massifs européens (bibliographie),
- variations altitudinales des cortèges (intra-annuelles (saisonniers) et inter-annuelles, exposition),
- analyse des données historiques (1970-1980-2000 (PNP et Université de Mons –Belgique (Iserbyt, 2009) et tendances évolutives (1970 – 2020),
- influence des variables environnementales – Modèle linéaire généralisé (GLM),
- mesure et analyse de l'évolution morphologique des bourdons (longueur de langue, largeur inter-tégulaire, longueur d'aile, taille des individus),
- analyse des traits biologiques et morphologiques au regard des indices établis.

7.4 Grenouille des Pyrénées (*Rana pyrenaica*)

Auteurs : Matthieu Berroneau, Théo Constant, Frank D'Amico, Contributeur : Loreyna Gregoire

Endémique de l'ouest des Pyrénées, la Grenouille des Pyrénées *Rana pyrenaica* Serra-Cobo 1993 est la seule grenouille strictement torrenticole de France métropolitaine. Durant leur période de croissance, les têtards se réfugient dans les vasques des ruisseaux où ils tentent de résister à la force du courant (BERRONEAU *et al.*, 2015). C'est aussi l'un des amphibiens les plus rares de France. Dans l'état actuel des connaissances, l'espèce ne se reproduit que dans cinq torrents frais et oxygénés du département des Pyrénées-Atlantiques (DUCHATEAU *et al.*, 2012 ; BERRONEAU, 2014a ; BERRONEAU, 2014b).

De par sa biologie et son écologie, la Grenouille des Pyrénées est, comme de nombreux amphibiens (CAREY & ALEXANDER, 2003 ; CORN, 2005), naturellement exposée au changement climatique. C'est d'autant plus vrai chez cette espèce qui présente une répartition réduite et fragmentée et une écologie spécialisée.

Au vu des faibles capacités de déplacement de l'espèce et du faible nombre de torrents colonisés, les différentes populations sont probablement déconnectées et isolées les unes des autres. Un effet durable du changement climatique risque d'entraîner à moyen terme la disparition d'une ou plusieurs populations de Grenouille des Pyrénées.

Les impacts directs ou indirects du changement climatique touchant directement l'espèce sont potentiellement les suivants :

- modification des températures de l'eau et altération du développement larvaire,
- augmentation des fréquences de variations hydriques dites "exceptionnelles" (crues printanières) ayant un impact sur la réussite de la reproduction (BERRONEAU, 2014a ; BERRONEAU *et al.*, 2015),
- baisse des hauteurs de neige et des niveaux d'eau dans les torrents (et donc détérioration des habitats de reproduction),
- facilitation de l'émergence des maladies infectieuses (POUNDS & CRUMP, 1994 ; LAMPO *et al.*, 2006 ; MARTIN *et al.*, 2010),
- modification de la phénologie et des conditions physiologiques des individus (BEEBEE, 2002 ; CORN & MUTHS, 2002 ; READING, 2007 ; YANG & RUDOLF, 2010 ; LOWE, 2012 ; LI *et al.*, 2013).

Depuis 2012, l'association Cistude Nature effectue un suivi de la réussite de la reproduction annuelle de l'espèce, sur l'ensemble des sites français (BERRONEAU, 2014a ; BERRONEAU *et al.*, 2015). Ce suivi permet de répondre à certaines questions liées au changement climatique, et il se poursuit logiquement dans le cadre des sentinelles du climat (§ 7.4.1).

Ces estimations sur la taille des populations seront couplées aux études de modélisation, sur la base des connaissances établies en parallèle sur la niche thermique de l'espèce. Cette caractérisation de la niche thermique a été lancée en 2017 à partir d'un suivi éco-physiologique inédit (§7.4.2). Nécessitant la capture (avec relâcher immédiat) d'individus, sans marquage individuel et de façon non

invasive, ce suivi a été réalisé avec une autorisation de prélèvement préfectoral⁵. Sachant que la physiologie de cette espèce et la sensibilité relative au changement climatique des stades de vie (œufs vs têtards vs adultes) sont inconnues, deux hypothèses structurantes ont été formulées: (H1)– la phase larvaire est la plus dépendante au changement climatique du cycle de vie (car seule la température T_w intervient); la vulnérabilité de la phase adulte dépend des températures de l'air (T_a) + des conditions thermiques (T_s) et hydriques (Ψ_s) du sol + d'autres facteurs (e.g. parasitoses) pas toujours dépendants du changement climatique.; (H2)– le risque d'extinction augmente avec l'élévation de T_w (qui diminue la performance et la vigueur d'activité des têtards) et de T_a (qui restreint l'activité des adultes pendant la période critique de reproduction). Pour l'année 2017, l'objectif immédiat était d'estimer quelques paramètres descripteurs spécifiques de la niche thermique, inconnus et jamais étudiés jusqu'à présent, c'est-à-dire les températures physiologiques et comportementales optimales et critiques (T_{opt} , CT_{min} et CT_{max} – voir glossaire). A plus long terme, il s'agira de procéder à la modélisation du risque d'extinction⁶ (en collaboration avec B. Sinervo de l'University of California, (SINERVO *et al.*, 2010) en intégrant les données de sensibilité thermique dans les modèles mécanistiques de répartition (*sensu* (KEARNEY & PORTER, 2009 ; KEARNEY & PORTER, 2017). Au final, il sera ainsi possible d'établir des cartes de répartition futures sur des bases probabilistiques et répondre aux questions : i/ l'originalité de l'habitat (rivière de montagne) de *Rana pyrenaica* et la taille réduite de ses populations locales rendent-elles cette espèce plus vulnérable au changement climatique? ii/ quels sont les scénarios pour la persistance de ses populations à l'horizon 2100 ?

7.4.1 Suivi de la reproduction sur les sites de présence

• Matériel et Méthodes

– Sélection des sites

La Grenouille des Pyrénées présente une répartition extrêmement réduite en Pyrénées-Atlantiques. Le suivi englobe l'ensemble des sites de présence connus de l'espèce (BERRONEAU, 2014a ; BERRONEAU *et al.*, 2015).

– Description des sites choisis

La zone d'étude correspond à 5 torrents situés entre 400 et 1000 m d'altitude : trois au Pays basque, respectivement sur les communes d'Esterençuby, de Lecumberry et de Larrau, et deux en vallée d'Aspe (Fig. 247, Tab. CXV). Pour des questions de vulnérabilité des populations, les localités ne sont pas davantage détaillées. Pour rappel, ces secteurs sont suivis depuis 2012 dans le cadre d'un programme de conservation de la Grenouille des Pyrénées. L'analyse des premiers résultats avait d'ailleurs fait l'objet d'une publication (BERRONEAU *et al.*, 2015).

⁵ Arrêté préfectoral en date du 14/02/2017

⁶ Ce sera l'objet d'un travail à réaliser dans le cadre d'un doctorat sur la période 2019-2021.

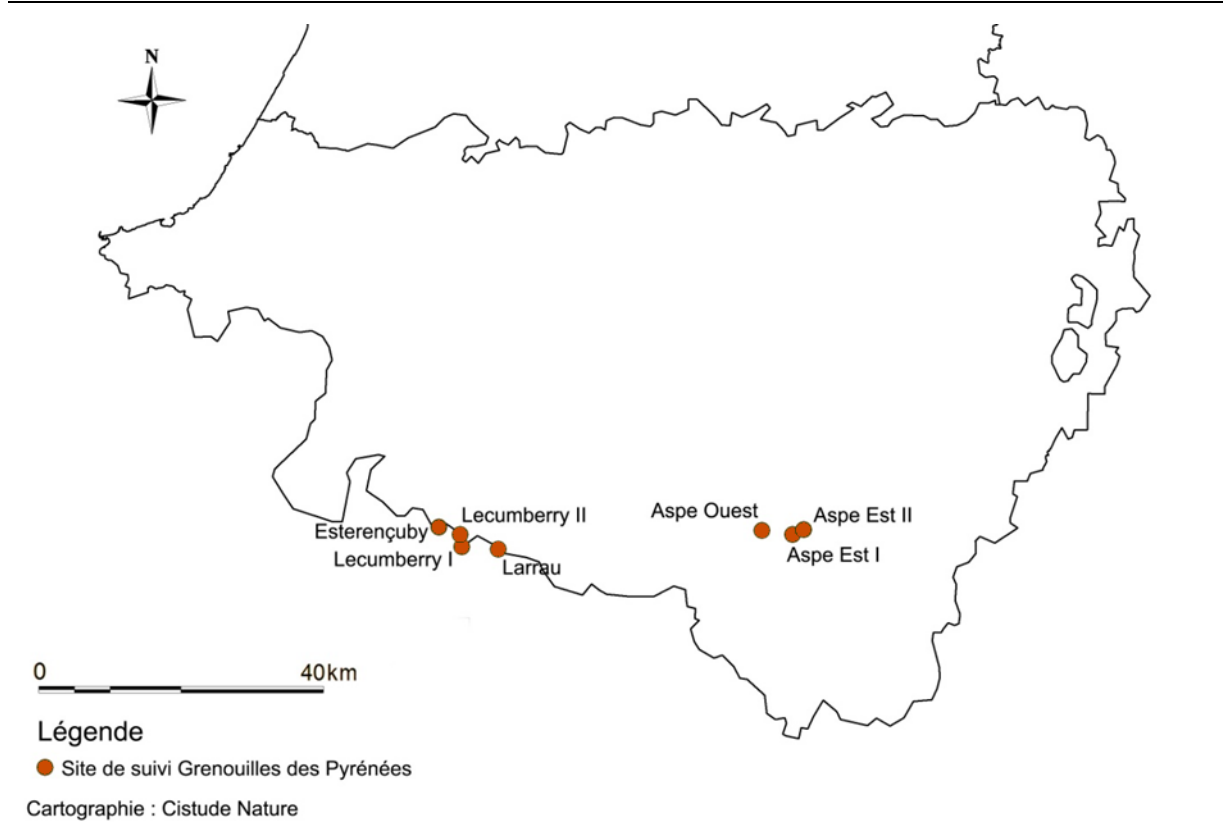


Fig. 247. Situation géographique des sites d'études validés dans le cadre du suivi de la Grenouille des Pyrénées.

Certains secteurs, à la demande du Conseil Scientifique, ont été légèrement étendus, dans le but de confirmer d'éventuelles extensions d'aire de présence. 7 sites (5 jusqu'à l'année dernière) sont suivis et décrits dans le tableau suivant (Tab. CXV).

Tab. CXV. Caractéristiques des sites étudiés dans le cadre du suivi Grenouille des Pyrénées

Département Commune	Dénomination	Type d'habitat	Longueur du tronçon	Statut	Code statut	Propriétaire Gestionnaire	Structure de suivi et nom de l'observateur
Pyrénées- Atlantiques - Esterençuby	Esterençuby	Torrent de moyenne montagne	900 m	N2000, ZNIEFF 2		?	Cistude Nature - Matthieu Berroneau
Pyrénées- Atlantiques - Lecumberry	Lecumberry I	Torrent de moyenne montagne	800 m	N2000, ZNIEFF 2		ONF ?	Cistude Nature - Matthieu Berroneau
Pyrénées- Atlantiques - Larrau	Lecumberry II	Torrent de moyenne montagne	1000 m	N2000, ZNIEFF1 & 2		ONF	Cistude Nature - Matthieu Berroneau
Pyrénées- Atlantiques - Larrau	Larrau	Torrent de moyenne montagne	200 m	N2000, ZNIEFF1 & 2		ONF	Cistude Nature - Matthieu Berroneau
Pyrénées- Atlantiques - Sarrance	Aspe Ouest	Torrent de moyenne montagne	750 m	N2000, PNP, ZNIEFF 2		ONF ?	Cistude Nature - Matthieu Berroneau
Pyrénées- Atlantiques - Sarrance	Aspe Est I	Torrent de moyenne montagne	600 m	N2000, PNP, ZNIEFF1 & 2		ONF ?	Cistude Nature - Matthieu Berroneau
Pyrénées- Atlantiques - Sarrance	Aspe Est II	Torrent de moyenne montagne	600 m	N2000, PNP, ZNIEFF1 & 2		ONF ?	Cistude Nature - Matthieu Berroneau

- Définition et positionnement des points d'échantillonnage

Le protocole de suivi est basé sur un comptage répété des têtards de Grenouille des Pyrénées au sein des différents sites, c'est-à-dire sur des tronçons des différents torrents utilisés pour la reproduction de l'espèce. Sur chaque site, des placettes de 5 x 5 m sont réparties aléatoirement. Le nombre de placettes dépend de la longueur du tronçon de torrent concerné par le suivi (Tab. CXVI, Fig. 248). Les différentes placettes sont géoréférencées et photographiées, afin de les délimiter facilement à chaque session de comptage. La Grenouille des Pyrénées étant une espèce dite sensible, les cartes de localisation des placettes sur les sites ne sont pas représentées dans ce rapport.

Tab. CXVI. Caractéristiques des transects étudiés dans le cadre du suivi Grenouille des Pyrénées

Dénomination du site	Longueur (en m)	Altitude (en m)
Esterençuby	900	833-918
Lecumberry I	800	830-857
Lecumberry II	1000	830-842
Larrau	200	1023-1070
Aspe Ouest	750	414-494
Aspe Est I	600	540-650
Aspe Est II	600	580-620



Fig. 248. Emplacements des placettes du site "A0" en vallée d'Aspe.

– Méthode de relevés et détermination des espèces

La méthode s'appuie sur le protocole développé dans le programme de conservation de la Grenouille des Pyrénées. Ce programme de trois ans (2012–2014) avait pour objectif de proposer des mesures efficaces pour la conservation de l'espèce. Ce protocole a pour but de caractériser de manière fiable et reproductible les populations de Grenouille des Pyrénées.

Les objectifs du protocole sont les suivants :

- Obtenir des données fiables d'abondance sur les différents sites identifiés.
- Mettre en relation les données d'abondance avec les caractéristiques du site d'accueil.
- Proposer une méthode reproductible dans le temps afin de mettre en place une veille écologique des sites de présence de l'espèce.

Ce protocole propose une méthode de prospection rigoureuse et systématique de sites de présence de la Grenouille des Pyrénées.

La recherche de la Grenouille des Pyrénées est basée sur le contact visuel des têtards. Ces derniers sont très caractéristiques de l'espèce, et sont aisément visibles dans les eaux claires des vasques des torrents (Fig. 249). C'est la méthode la plus aisée et la plus efficace pour conclure sur la présence de l'espèce sur un site.



Fig. 249. Têtards de Grenouille de Pyrénées.

Les torrents sont les uniques milieux de reproduction de la Grenouille des Pyrénées.

D'aval en amont, les têtards sont précisément dénombrés pour chaque placette, ainsi que différents relevés complémentaires (profondeur, débit, présence d'autres espèces, etc.).

Le protocole est une émanation du protocole PopAmphibien (BARRIOZ & MIAUD, 2016), proposé par la Société Herpétologique de France. Il a été adapté aux caractéristiques écologiques et biologiques de l'espèce (adultes rares et peu détectables, têtards peu discrets et aisément identifiables). Une clé de détermination est proposée dans le protocole (BERRONEAU, 2015).

Les têtards de Grenouille des Pyrénées doivent être recherchés en arpentant les berges des ruisseaux favorables. Les adultes et les pontes ne doivent pas être recherchés spécifiquement, mais seront notés en cas d'observation. Dans la mesure du possible, il est préférable de limiter le piétinement au sein même du ruisseau, et de prospecter en remontant d'aval en amont.

Chaque placette doit être parcourue trois fois au cours de la période définie comme favorable. A chaque passage, la placette est prospectée avec attention afin d'y dénombrer précisément les têtards. Les observations sont notées et quantifiées pour chaque placette et chaque passage. D'autres informations sont également relevées (Annexe 53).

Détermination du têtard de *Rana pyrenaica* :

Très caractéristiques, les têtards de Grenouille des Pyrénées sont noirs pailletés de points blancs ou dorés. La nageoire caudale est largement développée et termine en pointe (Fig. 250). Ils atteignent jusqu'à 30 mm.

Les risques de confusion sont faibles : les têtards de Crapaud commun sont gris sombre ou noirs (parfois légèrement tachetés de blanc pâle), mais de dimensions réduites (< 25 mm), et avec une nageoire caudale peu développée et arrondie.

Les têtards d'Alyte accoucheur sont gris ou beige, généralement clairs, avec des taches foncées sur la nageoire caudale, et une face ventrale très claire. Ils atteignent parfois des dimensions importantes (> 70 mm).

Dans l'aire de répartition de la Grenouille des Pyrénées, les autres espèces d'Anoures n'utilisent pas les torrents comme sites de reproduction.



Fig. 250. Un têtard de Grenouille de Pyrénées

Le matériel nécessaire pour la prospection est le suivant :

- GPS
- Thermomètre étanche
- Règle blanche graduée
- Appareil photographique
- Plan du site
- Fiches de relevé

- Conditions météorologiques requises

Le comptage des têtards ne nécessite pas de conditions météorologiques particulières. Il faut toutefois éviter les jours de pluie qui brouille la surface de l'eau et complique le comptage, et les jours suivants les épisodes pluvieux importants qui peuvent entraîner une mise en suspension de particules trop importantes, là aussi défavorable à un comptage optimal.

- Nombre de campagne de relevés

Chaque année, les placettes sont prospectées trois fois durant la saison de reproduction de l'espèce. L'optimum de détection des têtards court depuis avril pour les secteurs de basse altitude jusqu'à juillet pour les secteurs les plus hauts. L'idéal est donc de réaliser le 1^{er} comptage fin avril / début mai, le 2^{ème} entre mi-mai et début juin, le 3^{ème} entre mi-juin et début juillet.

- Fiche de relevés

Deux fiches de renseignements doivent être remplies au total (Annexe 53):

- La première fiche "Données de présence & Covariables d'échantillonnage" renseigne, pour chaque placette et chaque passage, les dénombrements concernant l'espèce ainsi que les variables qui diffèrent entre chaque passage (température, hauteur d'eau, etc.).



- La deuxième fiche "Description de la placette" permet un descriptif précis de chaque placette. Ces variables sont fixes durant les différents passages (ex. : altitude).

Les variables d'échantillonnage relevées sont les suivantes :

1- Météo

- T° 7 jours précédents : somme de la T° (°C) max des 7 jours précédents le jour de relevé (cf www.meteo64.org -> Tableau horaire -> Pau)
https://public.meteofrance.com/public/donnees_gratuites?DONNEES_GRATUITES_PORTLET.pat_h=donneesgratuitesbcm
- T° eau : au fond de la vasque la plus profonde.
- Nébulosité : la couverture nuageuse doit être indiquée selon 5 coefficients ($1 \leq 20\%$; $20\% < 2 \leq 40\%$; $40\% < 3 \leq 60\%$; $60\% < 4 \leq 80\%$; $5 > 80\%$).
- Pluvio. : non / crachin / pluie faible / pluie soutenue / déluge
- Pluviométrie 7 jours précédents : somme des mm tombés durant les 7 derniers jours
https://public.meteofrance.com/public/donnees_gratuites?DONNEES_GRATUITES_PORTLET.pat_h=donneesgratuitesbcm
- Profondeur max. : en cm
- Turbidité max. : plonger à la verticale un disque blanc de 10 cm de diamètre au bout d'un manche droit et mesurer la distance à laquelle le disque n'est plus visible. Noter "> à xx cm" en cas de profondeur insuffisante ou de turbidité trop faible.
- Débit : calculer la vitesse du cours d'eau avec un petit élément flottant (type balle de ping-pong) sur une section donnée. Etablir une moyenne (en m/s) sur 3 passages. Puis estimer la surface moyenne (largeur x profondeur) de la section traversée.
- Le débit Q suit la formule suivante : $Q \text{ (m}^3\text{/s)} = V \text{ (m}^2\text{/s)} \times S \text{ (m}^2\text{)}$.

2- Contact Grenouille des Pyrénées

- Nombre de têtards : dénombrer précisément le nombre de têtards, sans remuer l'eau ni retourner les pierres.
- Nombre de groupes : estimer le nombre de vasques distinctes avec nombre de têtards de Grenouille des Pyrénées ≥ 2 .
- Nombre d'adultes : nombre d'adultes observés sans recherche spécifique.
- Nombre de pontes : Nombre de pontes observées sans recherche spécifique.

3- Contact autres faunes

- Nombre adultes de *Lissotriton helveticus* : dénombrer précisément le nombre d'adultes de Triton palmé, visibles sans remuer l'eau ni retourner les pierres.
- Nombre adultes de *Calotriton asper* : dénombrer précisément le nombre d'adultes de Calotriton des Pyrénées, visibles sans remuer l'eau ni retourner les pierres.
- Nombre de larves de *Calotriton asper* : dénombrer précisément le nombre de larves de Calotriton des Pyrénées (attention à la confusion avec les larves de *Salamandra salamandra*), sans remuer l'eau ni retourner les pierres.
- Nombre de larves de *Salamandra salamandra* : dénombrer précisément le nombre de larves de Calotriton des Pyrénées (attention à la confusion avec les larves de *Calotriton asper*), sans remuer l'eau ni retourner les pierres.



- Nombre de têtards de *Alytes obstetricans* : dénombrer précisément le nombre de têtards d'Alyte accoucheur, sans remuer l'eau ni retourner les pierres.
- Nombre de têtards de *Bufo bufo* : dénombrer précisément le nombre de têtards de Crapaud commun, sans remuer l'eau ni retourner les pierres.
- Nombre de *Pacifastacus leniusculus* : dénombrer précisément le nombre d'Ecrevisse signal, sans remuer l'eau ni retourner les pierres.
- Nombre de *Salmo trutta* : noter l'observation de truites.
- Nombre de *Natrix maura* : noter l'observation de Couleuvre vipérine.

4- Description de la placette

41- Description générale

- Altitude : cf. GPS
- Largeurs, dénivelé : estimations au décamètre
- Exposition : notée S / SE / E / NE / N / NW / W / SW
- Nombre de vasques : nombre de vasques d'un diamètre supérieur à 40 cm.
- Substrat : Argile / Limon / Sable / Sable grossier – gravier – galets / Roche nue Calcaire – Karst / Roche nue Granite
- Distance source : à estimer sous SIG via Scan 25
- Présence connue de *P. leniusculus* dans le ruisseau : observation de l'espèce dans le cours d'eau (même hors tronçon).
- Hiver précédent : Caractérisation de la saison hivernale précédent la session : moyenne, minimale, maximale des températures entre le 1er novembre et le 1er mars
- Total de la pluviométrie entre le 1er novembre et le 1er mars
https://public.meteofrance.com/public/donnees_gratuites?DONNEES_GRATUITES_PORTLET.pat h=donneesgratuitesbcm

42- Description du paysage

- Paysage : cocher le type de paysage dominant correspondant
- Présence d'élevage bovin / ovin en amont : non / pâturage occasionnel / parcage

43 – Description de la végétation

- Strates de végétation : pourcentage de chaque strate visible sur la longueur du tronçon depuis le centre du ruisseau

– Analyses et statistiques

Les données sont analysées par modèle N-mélange, à l'aide du logiciel R et du package unmarked. Cette méthode, sur la base d'un échantillonnage répété dans le temps (nombre de passages) et dans l'espace (nombre de placettes), propose une estimation du nombre de têtards par site, en fournissant une abondance estimée et une probabilité de détection. Le détail des analyses est rapporté dans Berroneau *et al.* 2015.

• Résultats exploratoires

Les comptages des têtards se sont étalés entre fin avril et fin juin sur l'ensemble des sites. Pour rappel, trois passages sont nécessaires pour l'ensemble des sites.

Tab. CXVII. Dates de comptage sur l'ensemble des sites "Grenouille des Pyrénées"

	Passage 1	Passage 2	Passage 3
Esterençuby	15/05/2017	01/06/2017	15/06/2017
Lecumberry I	15/05/2017	02/06/2017	15/06/2017
Lecumberry II	02/06/2017	15/06/2017	23/06/2017
Larrau	01/06/2017	15/06/2017	23/06/2017
Aspe Ouest	30/05/2017	22/06/2017	30/06/2017
Aspe Est I	24/04/2017	31/05/2017	07/06/2017
Aspe Est II	27/04/2017	31/05/2017	07/06/2017

Depuis 2012, un indice d'abondance des têtards et son écart-type associé sont calculés pour chaque saison de reproduction. Celui-ci est alors comparable d'année en année pour chaque site. La Fig. 251 restitue ces estimations, par année et par site.

A noter : les sites "Lecumberry II" et le site "Aspe Est II" ne sont suivis que depuis cette année. Aucune reproduction n'a été observée sur le site Lecumberry II cette année. Le site Aspe Est I compte quatre placettes supplémentaires depuis l'année 2017. NA indique les années où le comptage n'a pas été mis en œuvre.

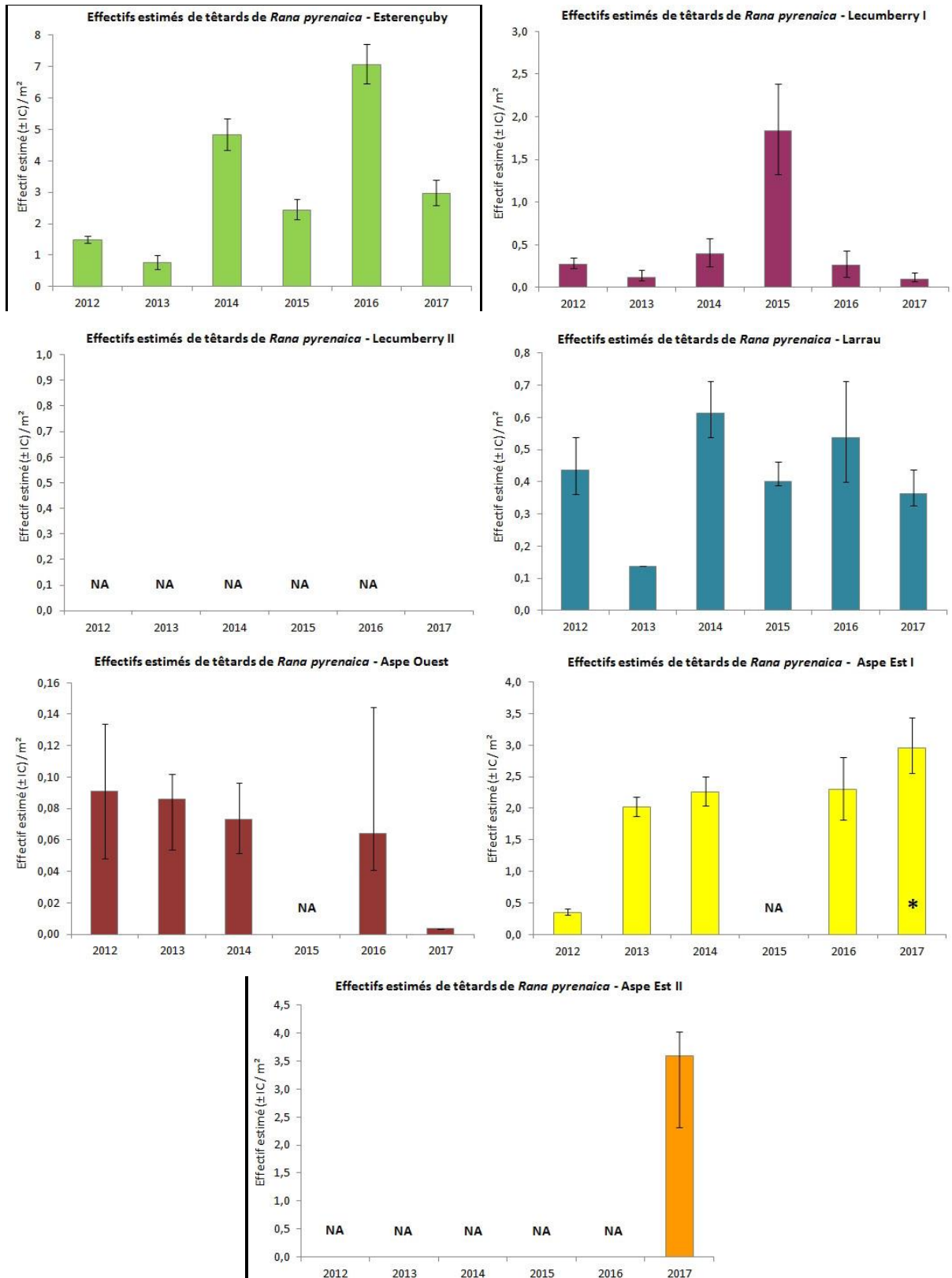


Fig. 251. Evolution des estimations de l'abondance des têtards sur les sept sites suivis, années 2012 à 2017.

- Discussion

Les résultats mettent en évidence une variabilité dans le temps de la réussite de la reproduction chez les têtards de *Rana pyrenaica*. Par ailleurs, ces variations annuelles ne sont pas corrélées d'un site à l'autre : à titre d'exemple, le site d'Esterençuby a présenté une abondance de têtard moyenne à faible en 2015 et forte en 2016, alors que le site voisin de Lecumberry a présenté à l'inverse une forte reproduction en 2015.

Dans l'état actuel des connaissances, les sites de présence présentent des tendances populationnelles *a priori* stables, à l'exception du site Aspe Ouest qui semble présenter une baisse constante. Les prochaines années de suivi permettront de confirmer ces premières tendances.

Par ailleurs, il convient désormais de travailler sur la mise en relation de ces résultats avec les conditions climatiques observées à l'année : température et humidité hivernales, printanières et estivales, phénomène de crues, etc. Ces analyses pourront être menées suite à la collecte des données météorologiques. C'est la deuxième étape du travail.

7.4.2 Construction de courbes de performance thermique et modélisation de la niche thermique

• Matériel et méthodes

Cette étude écophysiologique et éthologique a été réalisée sur deux localités situées sur le versant nord des Pyrénées, en vallée d'Aspe, respectivement à 560 et 430 m d'altitude (site "Aspe Ouest" (AO) et "Aspe Est I" (AE)). Sur le ruisseau du site AO, les expériences ont été réalisées sur 2 vasques séparées d'environ 200 m l'une de l'autre. La température de l'eau (T_w) de la vasque la plus en amont était plus faible que pour la première (en moyenne 1°C d'écart) et les têtards se trouvaient à un stade de développement moins avancé. Les mesures de conductivité, d'oxygène dissous et de pH réalisées à l'aide d'une sonde multiparamètre WTW sur ces 2 sites ont indiqué des valeurs similaires. La T_w des vasques du site AE était plus élevée d'environ 2°C et le stade de développement des têtards était plus avancé que sur le site AO⁷. Les expériences ont été menées lors de 13 journées s'étalant de la fin du mois d'avril à la fin du mois de juin, ce qui a permis de couvrir une large partie de la croissance des individus.

- Les courbes de performance et d'activité comme descripteurs de la vulnérabilité et préalables à la modélisation du risque d'extinction locale

Plusieurs décennies de recherche (HUEY ET AL., 2012 ; SINCLAIR ET AL., 2016 ; HUEY & KINGSOLVER, s. d.) décrivent ce que sont les courbes de performance thermique (Fig. 252) et leur intérêt pour caractériser la niche thermique des espèces ectothermes. Huey et al. (2012) écrivent par exemple⁸ : « Une courbe de «performance» ou de «fitness» thermique sert de descripteur pratique de la façon dont un changement de la température corporelle (T_b) influe sur la sensibilité physiologique et l'aptitude des ectothermes ». Loin d'être une approche figée, il s'agit au contraire d'un champ en pleine dynamique avec de nouveaux développements proposés, comme celui basé sur la mesure de l'activité (Fig. 253), comme alternative à la performance, proposé par Gunderson & Leal (2016). Ces deux méthodes sont ici envisagées.

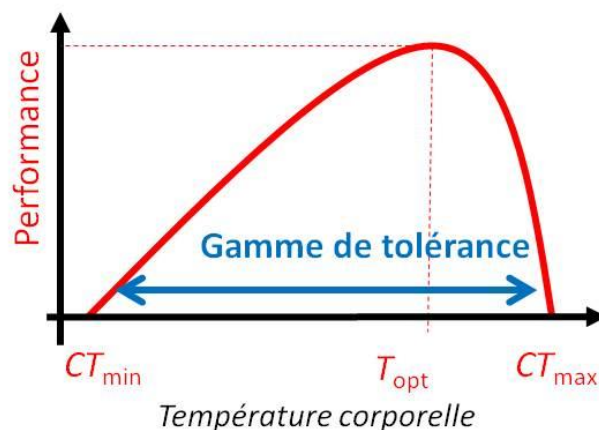


Fig. 252. Allure générale d'une courbe de performance thermique illustrant les paramètres d'intérêt : CT_{min} , CT_{max} et T_{opt} (d'après Huey et al. 2012).

⁷ Les températures de l'eau (T_w) sont suivies en continu, avec un pas de temps de 30'. Entre 1 à 3 sondes Tidbit et 1 sonde Hobo prov2 waterproof ont été installées sur chacun des sites à partir du 16/08/2017.

⁸ A *thermal 'performance' or 'fitness' curve* serves as a convenient descriptor of how a change in body temperature (T_b) influences physiological sensitivity and fitness of ectotherms

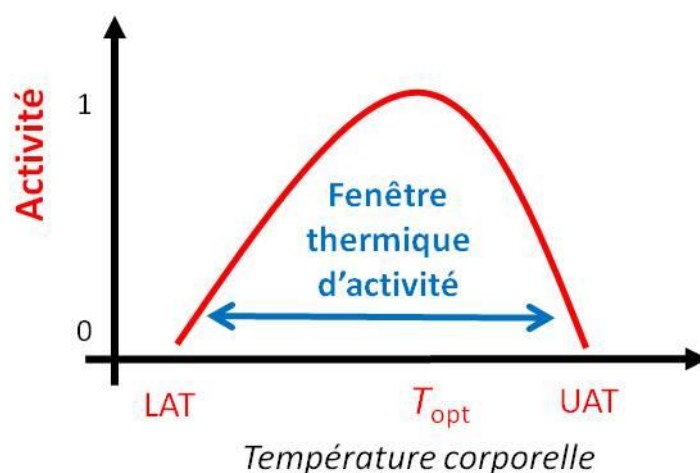


Fig. 253. Allure générale d'une courbe d'activité illustrant les paramètres d'intérêt : LAT, UAT, T_{opt} (d'après Gunderson & Leal 2016).

- Construction des courbes de performance à partir des mesures de terrain

Mesure in situ des performances de nage

Les mesures de nage des têtards ont été effectuées dans un tube en PVC (Fig. 254) inventé et construit *de novo* spécialement pour ce travail. Pour limiter les mouvements verticaux et latéraux, il a été introduit juste assez d'eau pour que l'individu soit totalement immergé. L'ouverture pratiquée sur le dessus du tube permet l'enregistrement de la nage, réalisé à l'aide d'un appareil vidéo (Olympus TG4 supportant la haute définition 1080p) fixé sur trépied.



Fig. 254. Têtard nageant dans le 'couloir de nage' inventé et construit *de novo* spécialement pour ce travail dans un tube en PVC (F. D'Amico)

Les têtards sont introduits dans le tube par l'un des coudes et le mouvement est provoqué, lorsque cela est nécessaire, par un stimulus tactile en touchant délicatement le bout de la queue, réitéré le cas échéant jusqu'à ce que le têtard ait parcouru la longueur du tube. Ce déplacement appelé « *burst swimming* » s'apparente à un « *sprint* ». Pour chaque température, un échantillon expérimental a été constitué en sélectionnant au hasard un maximum de 10 têtards. Chacun de ces têtards (individu) a nagé 5 fois consécutivement ($n=5$ répétitions par individu) avec plusieurs secondes de repos entre chaque répétition de façon à éviter une situation de nage en exhaustion. Chacun des individus n'est mobilisé que pour une seule température de nage expérimentale au cours d'une journée. Enfin, pour ne pas modifier la température corporelle des têtards pendant l'expérience, c'est seulement à la fin de

chaque série que les individus ont été mesurés à l'aide d'un pied à coulisse Facom®, avec une précision au millimètre. La masse des individus n'a pas pu être estimée dans ces conditions de terrain.

Prise en compte des contraintes thermiques dans l'environnement naturel

Les TPC – Courbes de performance thermique – se construisent à partir de la température corporelle T_b et non de la température du milieu ambiant, ici l'eau, T_w . Il n'est cependant pas possible de mesurer la T_b des têtards qui se fait habituellement au niveau du cloaque chez les grands amphibiens. Compte tenu de la taille des têtards, et de leur grande vulnérabilité, T_w est utilisée comme proxy de T_b des têtards, ce qui est une approximation réaliste étant donné que les têtards n'ont que peu –ou pas– de capacité de thermorégulation physiologique, et que leur T_b évolue rapidement avec T_w du fait de leur petite taille.

Les sites de présence des têtards pouvant être difficilement accessibles, du matériel facilement transportable par une personne a été utilisé pour réaliser les tests de performance de nage *in situ*. Sur le terrain, par opposition aux conditions contrôlées du laboratoire⁹, il n'est pas possible de contrôler la température de l'eau et le maintien à une valeur constante de T_w est délicat lorsque les conditions météorologiques changent rapidement pendant une journée. Il est logique dans ce cas d'utiliser au maximum l'eau des sites d'étude, et ceci d'autant plus que les variations naturelles de la température de celle-ci sont importantes sur la période de développement des têtards. Une conséquence logique, et pratique, est que les têtards sont déjà acclimatés et sont directement mobilisables pour les mesures sur le terrain. Toutefois, les variations météorologiques naturelles pendant la période d'étude n'ont pas été suffisamment amples pour obtenir les températures extrêmes souhaitées (mini et maxi) dans le couloir de nage et il a fallu dans quelques cas modifier expérimentalement la température de l'eau en l'élevant ou l'abaissant de quelques degrés (en apportant de l'eau chaude ou refroidie avec des glaçons dans une bouteille isotherme). La gamme de température souhaitée pour les expériences (mini : 7 à maxi : 25°C) correspond aux températures naturellement rencontrées au cours du développement des têtards, conformément aux mesures préalablement effectuées dans des cours d'eau similaires (D'Amico, données originales). Quand une modification expérimentale de la température de l'eau a été opérée, une acclimatation des têtards a été réalisée avec un gradient de 2°C pendant 10 min. La vitesse d'acclimatation était environ 3 fois plus rapide que classiquement en laboratoire mais ce choix de gradient représentait le meilleur compromis entre tolérance physiologique des têtards, maintien efficace de la température ciblée pendant la durée des tests et fenêtre de temps nécessaire pour le travail *in situ*. La stationnarité de la température de l'eau (T_w) dans le couloir de nage était régulièrement vérifiée à l'aide d'un thermomètre laser infrarouge [FLUKE 561 IR Thermometer ; www.fluke.com].

- Construction des courbes d'activité à partir des mesures de terrain

Mesure de l'activité sur le terrain

Ce deuxième volet de l'étude relève d'une approche innovante décrite en 2016, dont la mise en œuvre se fait en déployant deux méthodologies proches. Comme cette méthode récente n'a pas encore perfrusé dans le champ disciplinaire, et qu'elle a dû être adaptée de façon inédite pour être applicable aux têtards de batraciens, elle est décrite en détail ici. Appliquée uniquement jusqu'à ce jour sur *Anolis cristatellus*, une espèce de lézard, mais présentée comme de portée générale (GUNDERSON & LEAL, 2016), elle repose sur la caractérisation d'une vigueur d'activité, sur la base d'une mesure de budget temporel

⁹ Classiquement, en laboratoire, la réalisation des tests de performance se fait à des températures (T_w ou T_b) prises dans un ordre aléatoire. Dans ces conditions maîtrisées, les animaux peuvent être progressivement acclimatés. Dans le cas des études portant sur les têtards, ceux-ci le sont avec un rythme allant jusqu'à 4 à 5°C/h (Huey *et al.* 2012; Sinclair *et al.* 2016).

d'activité, défini lui-même comme la durée passée en dehors d'un refuge pendant un laps de temps donné. Cependant, les têtards de Grenouille des Pyrénées ne font pas partie de cette catégorie puisqu'ils ne disposent *a priori* pas de refuge au sens strict du terme. Ainsi pour cette étude, le budget temporel alloué à l'activité est défini comme la durée pendant laquelle l'individu s'implique dans un effort physique visible pendant un laps de temps donné. Les têtards ont deux types d'activité : déplacement et alimentation.

Pour mesurer la vigueur d'activité, les têtards ont été filmés *in situ* grâce à un système d'enregistrement vidéo sur trépied (Caméra AEE SD23, vidéos haute définition en 1080px et angle de vue de 175°). Ces enregistrements ont été réalisés en parallèle avec les tests de performance pour bénéficier des mêmes conditions (température, moment de la journée, paramètres météorologiques, etc) et ainsi rendre comparable les résultats. En laboratoire, les analyses vidéo pour mesurer la vigueur d'activité sont faites de deux manières :

- La première méthode repose sur un suivi individuel (dit « focal-animal sampling » (GUNDERSON & LEAL, 2016) dans lequel, toutes les 5 minutes, un individu est tiré au sort parmi les individus visibles, et, pendant cette période, la durée de l'activité (déplacement et alimentation) de l'individu sélectionné est quantifiée. Cette méthode permet d'établir la vigueur d'activité réelle moyenne de la population à une T_b donnée. En effet, les individus actifs sont des individus ayant eu un effort physique perceptible durant les 5 minutes d'observation contrairement aux inactifs qui n'ont produit aucun effort. Dans ce cas, les individus actifs et inactifs sont visibles, la vigueur d'activité mesurée de façon aléatoire dans la population correspond donc à la vigueur d'activité réelle.
- La seconde méthode consiste à mesurer la vigueur d'activité sur les individus actifs uniquement, celle-ci étant ensuite pondérée par la proportion d'individus actifs (qui peut être assimilée à une probabilité d'activité) pour obtenir la vigueur d'activité réelle. Ainsi, lorsque la vigueur d'un individu est nulle (i.e. l'individu est inactif), un autre individu est tiré choisi d'une manière aléatoire et son activité est mesurée. La probabilité d'activité est ici mesurée comme le nombre d'individus qui ont été actifs pendant ces mêmes 5 min d'enregistrement. Dans une logique de compromis, 10 individus (dont l'individu mesuré) ont été pris en compte afin de disposer d'une variabilité individuelle importante tout en permettant une charge analytique vidéo raisonnable.

Facteurs de variabilité

La taille des têtards pouvant influencer la vigueur d'activité, les valeurs minimale et maximale des tailles des individus présents dans la vasque sont estimées, soit en mesurant directement certains individus après la fin de l'enregistrement ou en se référant aux valeurs obtenues lors des tests de performance réalisés dans la même vasque. Il est important de noter que les mesures d'activité n'ont jamais été réalisées sur des individus ayant participé dans la même journée à un test de performance. Enfin, comme précédemment, T_w est utilisée comme proxy de T_b des têtards. Les têtards étant maintenus dans leur habitat, la T_b pourrait différer légèrement de la T_w en raison d'une possible thermorégulation comportementale des têtards, bien qu'elle reste limitée¹⁰. La T_w dans les vasques, mesurée au moyen d'imagerie infrarouge (Caméra FLIR C3), est homogène comme attendu du fait de la faible profondeur des vasques et du courant qui mélange constamment la colonne d'eau.

¹⁰ L'environnement boisé empêche largement le comportement d'insolation qui pourrait rendre la T_b plus importante que T_w .

– Analyses des enregistrements vidéo

Toutes les analyses des séquences vidéo pour l'établissement des courbes de performance thermique et de vigueur d'activité ont été faites à l'aide du logiciel¹¹ libre Tracker version 4.97 (<https://physlets.org/tracker/>). Un repère d'une longueur de 275 mm a été tracé sur le fond du tube pour permettre d'analyser les vidéos dans un espace dimensionné. Le logiciel Tracker a permis l'estimation semi-automatique ou manuelle de trois grandeurs : vitesse moyenne de déplacement en ligne droite pour parcourir la longueur du tube, vitesse maximale lors du déplacement et vitesse initiale atteinte sur la distance parcourue après le premier stimulus.

– Analyses statistiques

Le protocole expérimental présente une structure hiérarchique (emboîtée) avec des effets aléatoires, conduisant à une source classique de pseudoréplication. Ainsi, pour chaque température testée, à différentes dates, 10 individus ont été choisis pour subir les tests de nage, chacun d'entre eux ayant nagé à 5 reprises consécutivement ($n=5$ répétitions par individu). Autrement dit, pour chaque paire de conditions (température x date), la matrice de données présente $5 \times 10 = 50$ valeurs. Ces valeurs (mesures) ne peuvent être qualifiées de répliquats « vrais » pour les raisons suivantes: 1) elles ne sont pas indépendantes puisqu'elles sont répétées sur le même individu, 2) elles s'organisent –en partie– sous forme de série temporelle, puisque les mesures de vitesse de nage sont faites sous forme de séquence temporelle, la mesure n° 2 étant faite après la n° 1 et ainsi de suite jusqu'à la 5^{ème} mesure. La pseudoréplication est une contrainte majeure parce qu'elle ne respecte pas l'une des plus importantes conditions des analyses statistiques, à savoir l'indépendance des erreurs. Les mesures répétées sur le même individu ont typiquement des erreurs non indépendantes parce que les caractéristiques propres de l'individu se trouvent refléchies dans chacune des mesures faites sur lui, et que les mesures répétées sont temporellement corrélées les unes aux autres. Conscient des problèmes associés à la pseudoréplication (HURLBERT, 1984), il convient de parler de répétitions (mesures répétées) plutôt que de répliquats. L'un des problèmes majeurs associés au traitement de ces données est une inflation artificielle du nombre de degrés de libertés et de la significativité statistiques des tests réalisés sur ces données.

Pour analyser de façon appropriée ce type de données, il y a plusieurs possibilités: 1) réduire les mesures à une valeur moyenne pour les analyses, 2) conduire des analyses séparées pour chaque répétition et 3) choisir des analyses adaptées basées sur l'analyse des séries temporelles ou, 4) plus logiquement dans le cas présent, utiliser des modèles à effets mixtes. Ces modèles à effets mixtes sont basés sur la reconnaissance de deux types d'effets : effets fixes et effets aléatoires. En général, les effets fixes influencent seulement la moyenne de la variable réponse, tandis que les effets aléatoires influencent seulement la variance associée à la variable réponse. De plus, les effets fixes ont des niveaux de facteurs informatifs, ce que n'ont pas les effets aléatoires. Les effets aléatoires sont prépondérants dans le cas d'études basées sur l'observation et présentant une structure hiérarchique des expériences dont le design implique différentes échelles spatiales ou temporelles. En étant conscient de toutes ces limitations, un premier traitement simple des données a été envisagé pour obtenir les TPCs en utilisant un modèle linéaire classique gaussien (ANGILLETTA ET AL., 2002) et une approche simplifiée par GAMM (VICKERS ET AL., 2017).

Au final, en plus de l'estimation utile des paramètres caractéristiques recherchés (*CTmin*, *CTmax*, *LAT*, *UAT*, *Topt*, *Tab*, *CXVIII*) et de l'intervalle de confiance associé (IC) à chacun d'entre eux, les analyses

¹¹ Tracker is a free video analysis and modeling tool built on the Open Source Physics (OSP) Java framework. Tracker video modeling is a powerful way to combine videos with computer modeling.

permettent la représentation graphique dans une représentation continue sous forme de Courbe de performance thermique (TPC) et de Courbe de vigueur d'activité réelle ou effective (EAVC).

Tab. CXVIII. Signification des abréviations et sigles utilisés

Abréviations	Traduction anglaise	Traduction française
AVC	Activity Vigour Curve	Courbe de vigueur d'activité
CT	Critical thermal limits	Limites thermiques critiques
EAVC	Effective Activity Vigour Curve	Courbe de vigueur d'activité réelle
GAMM	Generalized Additive Mixed Modeling	Modèle mixte additif généralisé
LAT	Lower Activity Thresholds	Seuil inférieur d'activité
PAC	Probability of Activity Curve	Courbe de probabilité d'activité
T_b	Body Temperature	Température corporelle
TC_{max}	Critical Thermal maximum	Maximum thermique critique
TC_{min}	Critical Thermal minimum	Minimum thermique critique
T_{opt}	Optimum body Temperature	Température corporelle optimale
TPC	Thermal Performance Curve	Courbe de performance thermique
T_{pref}	Preferred body Temperature	Température corporelle préférée
T_w	Water Temperature	Température de l'eau
UAT	Upper Activity Thresholds	Seuil supérieur d'activité

• Résultats

- Courbes de performance thermique (TPCs) et paramètres estimés

La construction des courbes a été faite à partir de 141 individus testés sur une gamme de température allant de 9 à 20°C (Tab. CXIX). Les estimations faites à partir des trois types de performance envisagées (à savoir vitesse moyenne – Fig. 255, maximale et vitesse initiale) sont proches. T_{opt} varie de 13,1°C à 13,3°C selon la performance. Les estimations étant très proches pour les trois types de performances, il n'y a vraisemblablement pas de différences entre ces trois performances, mais des tests statistiques appropriés doivent encore être réalisés pour le confirmer.

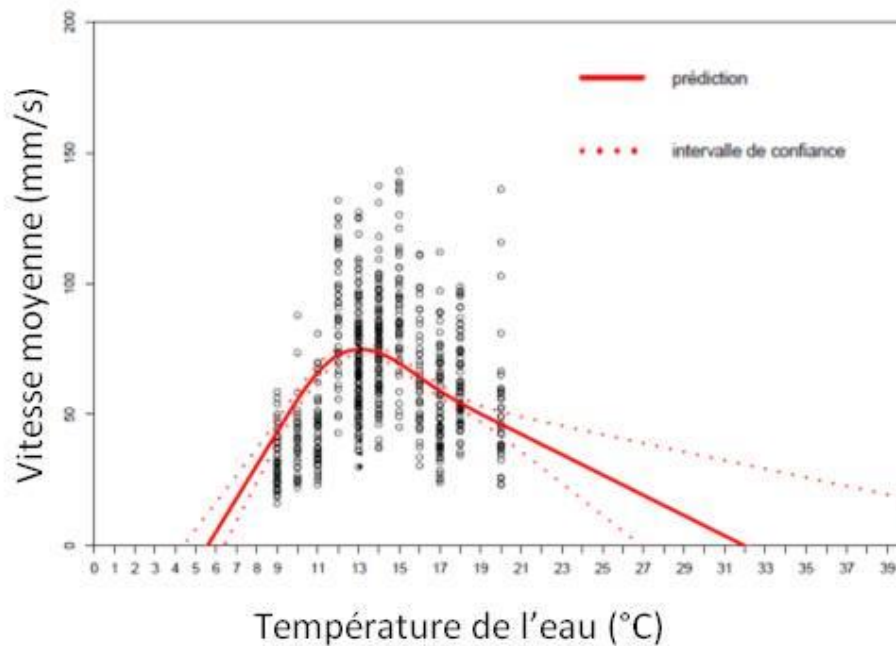


Fig. 255. Courbe de performance thermique (TPC) des têtards de grenouille des Pyrénées obtenue à partir des mesures de vitesse moyenne.

Tab. CXIX. Valeurs estimées de T_{opt} , CT_{min} et CT_{max} pour les têtards de Grenouille des Pyrénées pour les 3 types de performance testées: vitesse moyenne, vitesse maximale (B) et vitesse initiale.

Variable dépendante (performance)	T_{opt} [I.C.]	CT_{min} [I.C.]	CT_{max} [I.C.]
Vitesse moyenne	13.1 [11.9 – 14.3]	5.5 [4.4 – 6.4]	31.9 [26.8– >40]
Vitesse maximale	13.1 [11.9 – 14.3]	3.8 [2.0 – 5.0]	41.2 [31.8->40]
Vitesse initiale	13.3 [12.2 – 14.4]	4.5 [3.0 – 5.6]	39.2 [30.6->40]

- Courbes de vigueur d'activité (EAVCs) et paramètres estimés

Pour la construction des EAVC (Fig. 256), 283 individus ont été observés (soit environ 24h d'observation focale) sur une gamme de température allant de 10 à 20°C. La probabilité va donc très peu modifier T_{opt} mais elle va réduire de plus en plus la vigueur d'activité au fur et à mesure que la température s'éloigne de T_{opt} . La conséquence possible est une réduction de la fenêtre thermique d'activité. T_{opt} , LAT et UAT étant compris dans la gamme de température testée, leurs estimations sont *a priori* plus précises que pour les caractéristiques des TPC (Tab. CXX). Avec cette approche, T_{opt} est égale à 14,2 °C. Les deux méthodes fournissent des vigueur d'activité réelle identiques.

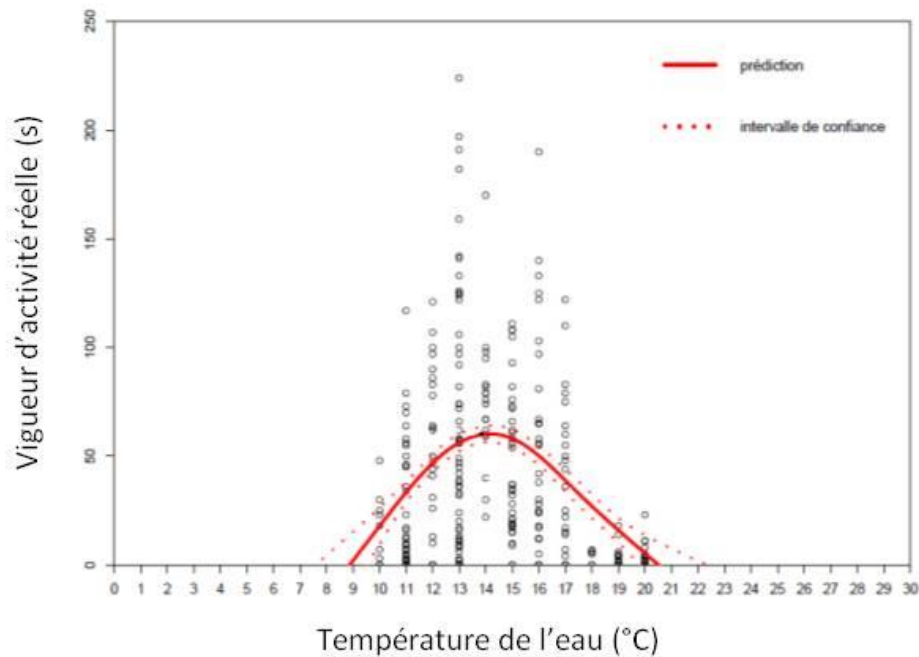


Fig. 256. Courbe de vigueur d'activité (EAVC) des têtards de grenouille des Pyrénées.

Tab. CXX. Valeurs estimées de T_{opt} , LAT et UAT pour les têtards de Grenouille des Pyrénées.

LAT [I.C.]	T_{opt} [I.C.]	UAT [I.C.]
8.9 °C [7.6 – 9.6]	14.2 °C [13.0 – 15.3]	20.5 °C [19.7 – 22.2]

– Récapitulatif: la sensibilité thermique révélée par les TPCs et les EAVCs

La première approche (Fig. 255) indique une T_{opt} de 13,1 °C et une gamme de tolérance de 26,4 à 37,4 °C (selon la performance testée) tandis que la deuxième approche (Fig. 256) fournit une T_{opt} de 14,2 °C et une fenêtre thermique de 11,6 °C. La plus petite fenêtre thermique obtenue à partir de l'EAVC contraste avec la plus grande gamme de tolérance thermique révélée par les TPCs. Par ailleurs, l'écart de 1 °C dans ces estimations de T_{opt} s'explique simplement par le fait que les organismes ne se livrent pas à des activités sur toute la gamme de température qu'ils peuvent tolérer (HUEY *et al.*, 2012) et que les deux approches ne mesurent pas exactement les mêmes phénomènes. Des deux approches, seule la deuxième correspond à une mesure de l'activité volontaire, plus révélatrice de la réalité biologique de terrain.

• Discussion

Cette étude basée sur deux approches complémentaires, l'une éprouvée basée sur les TPCs (HUEY *et al.*, 2012), l'autre innovante construite sur les EAVCs (GUNDERSON & LEAL, 2016), fournit pour la première fois les descripteurs essentiels de vulnérabilité thermique des têtards de Grenouille des Pyrénées. La fragilité de la Grenouille des Pyrénées est la raison majeure qui a prévalu pour développer ces deux principes sur le terrain, ce qui constitue une prouesse rarement réalisée (B. Sinervo et D. Miles, *com. pers.*) : la grande majorité des études dans ce domaine est faite dans les conditions contrôlées et simples du laboratoire.

- L'apport de l'approche innovante basée sur la caractérisation de la vigueur d'activité

D'un point de vue théorique, les TPC et les EAVC mesurent toutes les deux une intensité de l'effort physique, appelé performance pour les TPC et vigueur d'activité pour les EAVC. Cependant, en plus des mesures de la sensibilité physiologique à la température, les EAVC mesurent aussi la sensibilité thermique comportementale par l'intermédiaire de la probabilité d'activité. Les valeurs estimées de T_{opt} diffèrent certes de 1°C mais les intervalles de confiance se chevauchent. La principale différence s'observe au niveau de la gamme de tolérance qui paraît être presque trois fois plus importante que la fenêtre thermique d'activité. Cette différence a aussi été mise en évidence dans l'étude de Gunderson & Leal (2016). Cet écart est justifié par une différence fondamentale dans la mesure de l'effort physique entre ces deux principes : les TPC mesurent une activité forcée tandis que les EAVC analysent une activité volontaire. Par ailleurs, les TPC mesurent la locomotion alors que la majorité du temps-budget d'activité est allouée à l'alimentation. Il convient de rappeler également qu'il est inexact de supposer que les organismes se livreront à des activités sur toute la gamme de température qu'ils peuvent tolérer (SINCLAIR ET AL., 2016).

- Une espèce généraliste d'un point de vue thermique?

L'hypothèse connue sous sa terminologie d'origine¹², l'hypothèse dite « a jack-of-all-temperatures is a master of none », prédit qu'une espèce spécialiste d'un point de vue thermique va avoir de meilleures performances sur une largeur de performance faible par rapport à une espèce généraliste qui va montrer des performances moyennes dans une largeur de performance plus importante (ANGILLETTA ET AL., 2002). A défaut de disposer d'éléments de comparaison, les TPC obtenues pourraient en première analyse indiquer que les têtards de *Rana pyrenaica* possèdent des aptitudes de généralistes avec une largeur de performance très importante au vue de la gamme de température du milieu (Fig. 256 et Tab. CXIX). Ces résultats sont cohérents, puisque ces organismes disposent de peu de possibilité de thermorégulation comportementale (thermoconformité) et que leur habitat thermique est très variable : il leur est donc indispensable d'avoir un niveau de performance important sur une large gamme de température. Cette conclusion ne repose que sur l'analyse des TPCs, et n'est qu'une hypothèse à ce stade qui doit être étayée et confrontée avec les informations tirées des EAVCs, dans un corpus théorique encore manquant.

- Vers des analyses statistiques plus poussées

Les premières analyses effectuées n'échappent pas aux limites inhérentes connues pour ces approches. A titre d'exemple, en comparant AVC et PAC nécessaires à l'établissement des EAVCs (résultats non développés ici), il est facile de constater que les seuils d'activité (LAT et UAT) sont plus importants pour la probabilité d'activité et conduisent à une fenêtre thermique d'activité plus grande. Ce résultat pourrait être expliqué par l'utilisation d'un modèle statistique différent pour la

¹² Il n'existe pas de traduction française admise.

construction de la PAC (modèle linéaire de type polynôme du second degré) qui, contrairement au GAMM, permet uniquement de prendre en compte la température de l'eau. Les GAMMs, compte tenu de la flexibilité qu'offrent ces approches, sont prometteuses pour la détermination des fenêtres thermiques. Une étude statistique plus poussée, à conduire ultérieurement, permettra d'inclure des facteurs supplémentaires dans les modèles (par exemple : l'heure de la journée, la taille des têtards) pour obtenir une description plus complète des PACs. Autre illustration, lors de la sélection de modèles, la taille des têtards s'est révélée être une composante importante qui influencerait la vitesse de locomotion. Cependant, le développement des têtards est particulier : quelques temps avant l'apparition des pattes, la taille des têtards commence à diminuer. Ce phénomène est mis en évidence sur la courbe de croissance des têtards étudiés. L'absence de données concernant le stade de développement des têtards constitue une limite à l'étude. En effet, en raison de la métamorphose, des individus de taille identique mais ayant un stade de développement différent, pourraient avoir des performances de nage légèrement différentes.

Compte tenu du gros investissement qu'ont représenté les mesures sur le terrain et le travail d'exploitation des données vidéo au labo (près de 80% de temps de travail), le traitement par des modèles à effets mixtes n'a pas pu être effectué dans toutes ses dimensions, en modélisant les différentes sources d'effets possibles et leurs combinaisons, et en intégrant la dépendance des données. En effet, et c'est un point important, aucun individu n'étant marqué, la probabilité de mobiliser un même têtard pour plusieurs mesures séparées (lors des différentes journées de terrain) n'est pas nulle ; ceci peut être considéré comme un défi méthodologique à relever et dont les solutions seront de portée générale, en dépassant le cadre de cette étude. Ces développements nécessaires devront faire l'objet d'un travail statistique dédié ultérieurement au LMAP¹³.

- Perspectives

Avec ces résultats, les descripteurs essentiels de la niche et de la sensibilité thermiques des têtards de cette espèce sont désormais disponibles. La méthode de « substitution du temps par l'espace », qui consiste à utiliser les phénomènes spatiaux contemporains pour comprendre et modéliser des processus temporels futurs ou passés qui ne sont pas directement observables (BLOIS *et al.*, 2013), permettra de modéliser la vulnérabilité différentielle des différents noyaux populationnels sur le versant français de l'aire actuelle et connue de répartition. Les noyaux populationnels situés autour d'Iraty, 400 m plus haut en altitude que les populations étudiées dans la vallée d'Aspe, sont selon toute évidence caractérisés par des contraintes thermiques différentes : avec une perte moyenne de 0,5°C tous les 100 m d'altitude, la différence théorique entre les deux localités devrait être d'environ 2°C. Il peut donc s'avérer intéressant de comparer les résultats des populations situées à ces deux altitudes pour comprendre les effets d'une différence de 2°C (écart qui rappelons-le est la hausse maximale envisagée dans le cadre de l'accord de Paris lors de la COP21) sur la sensibilité thermique de l'espèce et caractériser un risque différentiel d'extinction.

Il reste aussi à étudier la sensibilité thermique du stade adulte. Compte tenu de la taille réduite de la population (cf BERRONEAU, 2014a), et de la fragilité de celle-ci, il n'est pas envisageable de mettre en place les mêmes expériences que pour les têtards. L'idée est de développer le cadre théorique de Gunderson & Leal (2016) en construisant des EAVCs directement à partir de données de comptage des adultes réalisés dans le cadre du programme les sentinelles du climat, en combinant de façon innovante la dimension thermique et les données de comptage pour dériver des EAVCs inédites.

¹³ Ceci pourrait faire l'objet du travail d'un post-doctorant spécialisé en statistiques.

7.5 Lézard de Bonnal (*Iberolacerta bonnali*) et Lézard catalan (*Podarcis liolepis*)

Auteur : Matthieu Berroneau

« Comme les amphibiens, les reptiles sont des espèces vulnérables aux modifications rapides de leurs habitats liés au changement climatique et donc aux risques d'extinction (GIBBON *et al.*, 2000 ; MASSOT *et al.*, 2008). A l'échelle mondiale, depuis 1975, 4% des populations locales ont disparu, mais, d'ici à 2080, les extinctions locales devraient atteindre 39% dans le monde. Le changement climatique conduit à des extinctions qui vont dépendre de la capacité des reptiles à s'adapter (MORENO-RUEDA *et al.*, 2011). 98% des reptiles européens pourraient s'éteindre s'ils ne peuvent pas changer leurs aires de répartition, contre 35% s'ils ont la possibilité de migrer (THOMAS *et al.*, 2004 ; ARAUJO *et al.*, 2006) » (MALLARD, 2016a).

« Les lézards ne peuvent pas évoluer assez rapidement pour suivre le changement climatique actuel en raison de contraintes liées à leur préférence thermique (ETTERSON & SHAW, 2001 ; HUEY *et al.*, 2003). L'activité en période chaude peut entraîner une température du corps dépassant le maximum thermique critique, conduisant à la mort. Pour se refroidir, les lézards se retirent dans les refuges plutôt que de subir le risque de surchauffe. Cependant, les durées de repli dans les refuges restreignent la durée de recherche de nourriture. Cela limite les fonctions métaboliques coûteuses comme la croissance, l'entretien et la reproduction. Les taux de croissance de la population sont compromis et augmentent d'autant le risque d'extinction. Même s'ils peuvent adapter et tolérer des températures plus chaudes, ils se rapprochent du seuil létal (SINERVO *et al.*, 2010) » (MALLARD, 2016a).

Les espèces de lézards d'altitude, endémiques des Pyrénées du genre *Iberolacerta*, semblent particulièrement menacées par le changement climatique (ARAUJO *et al.*, 2006). Le Lézard de Bonnal *Iberolacerta bonnali* vit principalement entre 1800 m et 2200 m d'altitude. La principale menace qui semble peser sur cette espèce est l'élévation des températures. A terme, celle-ci permettrait la remontée d'espèces compétitrices (par exemple le Lézard des murailles *Podarcis muralis*) et prédatrices (par exemple la Coronelle lisse *Coronella austriaca*) entraînant à terme la disparition des espèces d'iberolézards (POTTIER *et al.*, 2014).

Abondant en Espagne, le Lézard catalan *Podarcis liolepis*, une espèce d'affinité ibérique, est localisé dans le sud-ouest de la France sur quelques affleurements rocheux du Pays basque et de la vallée d'Aspe. Malgré la présence d'habitats favorables à des altitudes supérieures, ce lézard n'est aujourd'hui localisé qu'en dessous de 900 m dans les Pyrénées-Atlantiques (BERRONEAU *et al.*, 2012). Sa répartition altitudinale pourrait évoluer à moyen terme. Contrairement au Lézard de Bonnal, l'hypothèse première est ici une extension de l'aire de répartition du Lézard catalan.

Sur plusieurs sites des Pyrénées-Atlantiques, l'objectif est donc de mesurer l'évolution des aires de présence locale du Lézard de Bonnal et du Lézard catalan, généralement en lien avec la présence du Lézard des murailles.

7.5.1 Matériel et méthodes

- Sélection des sites

L'échantillonnage dans le cadre d'enquêtes menées sur des phénomènes distribués spatialement doit reposer, *a minima*, sur des protocoles probabilistes simples tels que l'échantillonnage aléatoire simple, systématique ou stratifié qui présente des limites parfois importantes. A l'issue du programme, un protocole probabiliste doit être mis en place de façon à privilégier l'équilibre spatial et permettant de retenir des sites d'étude situés de telle façon qu'il y ait une couverture quasi-équitable du système étudié (BROWN *et al.*, 2015). La sélection s'est portée sur des sites facilitant la mise en évidence d'éventuels mouvements populationnels. Le "Site" correspond à une zone géographique étudiée, abritant une population d'une ou des espèces cibles. Sur le site, sont placées des "placettes" pré-géolocalisées.

Chaque site présente une situation distincte :

- Site d'**Estençuby** : densité moyenne de Lézard **catalan** sur la partie aval, densité moyenne de Lézard des murailles sur la partie amont, pas ou peu de chevauchement des deux espèces.
- Site de **Mendive** : densité faible à moyenne de Lézard des murailles en aval et en amont, densité moyenne de Lézard **catalan** en zone intermédiaire, peu de chevauchement des deux espèces.
- Site de la **Mature** : densité forte de Lézard des murailles en aval et en amont, densité forte de Lézard **catalan** en zone intermédiaire, chevauchement des deux espèces.
- Site d'**Ossau Nord** : densité faible en aval du Lézard des murailles, densité faible en amont du Lézard de **Bonnal**, chevauchement des deux espèces.
- Site d'**Arrious** : densité forte en aval du Lézard des murailles, densité forte en amont du Lézard de **Bonnal**, chevauchement des deux espèces.
- Site d'**Anglas** : pas de Lézard des murailles en aval, densité forte de Lézard de **Bonnal** en amont.

- Description des sites choisis

Dans un souci d'optimisation des déplacements et sur la base de la disponibilité en sites favorables, il a été choisi trois sites pour le suivi du Lézard de Bonnal et trois sites pour le suivi du Lézard catalan. Deux sites sont situés dans le Pays basque, sur les communes d'Estençuby et de Mendive et concernent le Lézard catalan. Les autres sont situés en vallée d'Aspe et vallée d'Ossau, sur les communes d'Etsaut, de Laruns et d'Eaux-Bonnes (Fig. 257, Tab. CXXI).

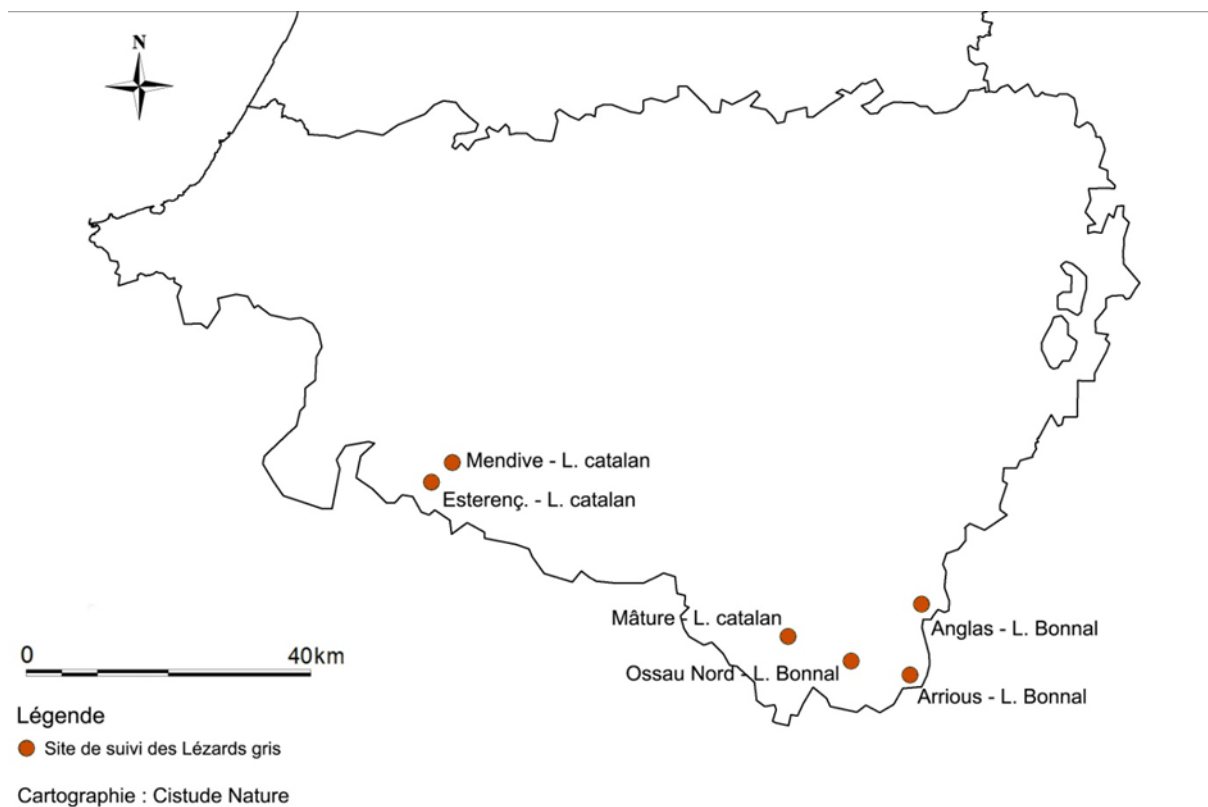


Fig. 257. Situation géographique des sites d'études validés dans le cadre du suivi des "Lézards gris".

Tab. CXXI. Caractéristiques des sites étudiés dans le cadre des suivis "Lézards gris"

Département Commune	Dénomination	Type d'habitat	Longueur du tronçon	Statut	Structure de suivi et nom de l'observateur
Pyrénées- Atlantiques - Esterençuby	Esterençuby	Série d'Affleureme nts rocheux	1800 m	N2000, ZNIEFF2	Cistude Nature - Matthieu Berroneau
Pyrénées- Atlantiques - Mendive	Mendive	Série d'Affleureme nts rocheux	2200 m	N2000	Cistude Nature - Matthieu Berroneau
Pyrénées- Atlantiques - Etsaut	Chemin de la Mâture	Falaise	1500 m	N2000, PNP	Cistude Nature - Matthieu Berroneau
Pyrénées- Atlantiques - Eaux-Bonnes	Ossau Nord	Pelouses alpines et éboulis	1250 m	N2000, PNP, ZNIEFF1	Cistude Nature - Matthieu Berroneau
Pyrénées- Atlantiques - Eaux-Bonnes	Anglas	Pelouses alpines et éboulis	1500 m	N2000, PNP	Cistude Nature - Matthieu Berroneau
Pyrénées- Atlantiques - Laruns	Arrious	Torrent de moyenne montagne	2300 m	N2000, PNP, ZNIEFF1	Cistude Nature - Matthieu Berroneau

• Définition et positionnement des points d'échantillonnage

Le protocole de suivi est basé sur un comptage des espèces concernées (Lézard catalan, Lézard de Bonnal, Lézard des murailles) sur les sites d'études, c'est-à-dire au sein de placettes ou le long de transects placés au préalable. Le choix entre placettes et transects est motivé par les différentes configurations des sites (habitat favorable en patch *versus* habitat favorable sur linéaire). A terme, dans un souci d'harmonisation des méthodes, les transects pourront être découpés en placettes sous SIG pour les analyses.

Le choix et le nombre de placettes et/ou la longueur des transects dépend du contexte du site (topographie, superficie, répartition des populations, etc.) (Tab. CXXII, Fig. 258, Fig. 259, Annexe 54).

Tab. CXXII. Caractéristiques des transects étudiés dans le cadre des suivis "Lézard gris"

Dénomination du site	Longueur (en m)	Altitude (en m)	Point GPS de départ	Point GPS d'arrivée
Esterençuby	1800 m - 6 placettes	580-950		
Mendive	2200 m - 8 placettes	640-890		
Etsaut	1500 m - transect	765-1225		
Ossau Nord	1250 m - transect	1850-2250		
Anglas	1500 m - transect	1965-2400		
Arrious	2300 m - transect	1800-2260		

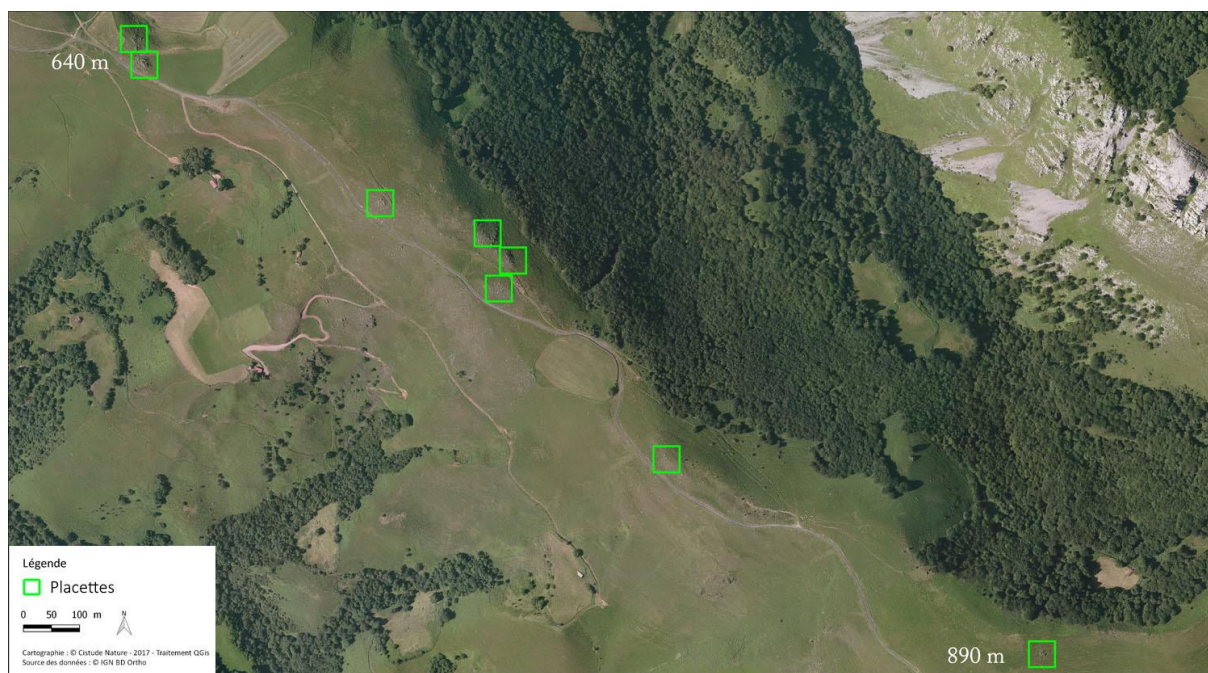


Fig. 258. Disposition des placettes du site [redacted] (Lézard catalan)

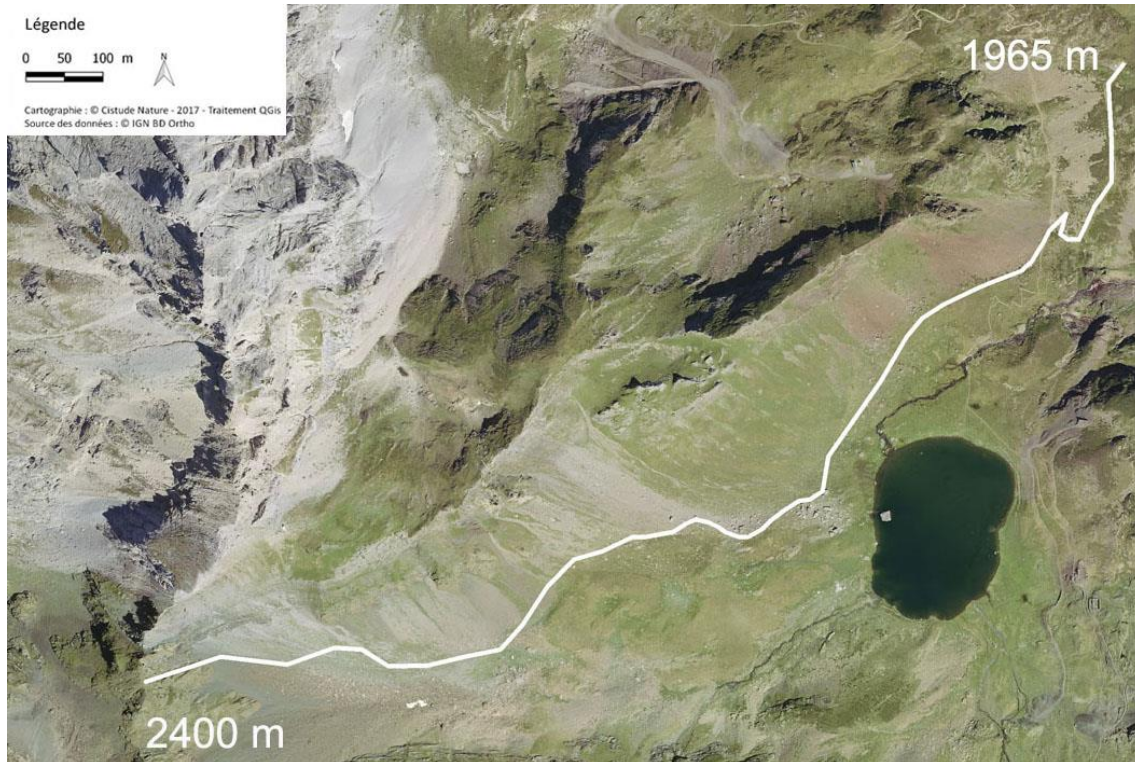


Fig. 259. Disposition du transect du site [REDACTED] (Lézard de Bonnal)

- Méthode de relevés et détermination des espèces

Le protocole se base sur le protocole reconnu au niveau national POPReptile (LOURDAIS & MIAUD, 2016).

L'objectif du protocole est de mesurer l'évolution du rapport de force entre les différentes espèces de lézards sur les sites témoins. Ce protocole doit permettre, sur le long terme, de mettre en évidence l'évolution des répartitions ou des abondances du Lézard de Bonnal, du Lézard des murailles, ou encore du Lézard catalan, au sein de leurs habitats de prédilection. En fonction des caractéristiques du terrain, les sites témoins seront divisés en placettes réparties de façon linéaire ou surfacique.

Conformément aux recommandations élaborées par ailleurs (par exemple (Yoccoz *et al.*, 2001 ; MACKENZIE & ROYLE, 2005 ; GUILLERA-ARROITA *et al.*, 2010 ; MOORE & MCCARTHY, 2016), l'élaboration d'un protocole de suivi d'occupation (ou d'abondance) se décompose en deux étapes principales et devrait commencer par un tour d'horizon de deux aspects relatifs: 1) aux exigences du projet en termes de qualité (performance) des estimateurs et 2) à l'effort total de suivi envisageable ou réalisable. Pour le premier point, l'exigence peut se traduire par une question telle que : quelle est la variance maximale autorisée ou tolérée ? Pour le second point, l'effort total de suivi peut être lié à un coût total correspondant à l'effort total de suivi qui est défini comme le produit du nombre de sites et du nombre de visites.

Le protocole consiste en un dénombrement systématique des différentes espèces, par prise de contact visuel des individus au sein des différentes placettes du site d'étude.

La prospection se résume de la façon suivante :



Sur placette : observation et dénombrement des lézards avec une prospection lente et aléatoire. 10 minutes par placettes maximum. 3 passages par placettes espacés d'une semaine minimum.

Sur transects : déplacement lent avec observation des lézards. Dénombrement et géolocalisation systématique des différents individus. Durée de prospection chronométrée et équivalente à chaque passage. 3 passages espacés d'une semaine minimum.

Une clé de détermination est proposée dans le protocole (BERRONEAU, 2015). Le département des Pyrénées-Atlantiques présente la particularité d'abriter pas moins de quatre espèces de "lézards gris". Ces espèces sont les suivantes (Tab. CXXIII, Fig. 260):

- Le Lézard des murailles *Podarcis muralis* (Laurenti, 1768). Ce lézard est largement réparti en Aquitaine et dans les Pyrénées-Atlantiques. Ubiquiste, il colonise tout type de milieu, avec une préférence pour les milieux rocailleux. Il atteint au moins 2360 m dans le département.
- Le Lézard catalan *Podarcis liolepis* (Boulenger, 1905). Ce lézard ibérique traverse de part en part les Pyrénées et gagne notamment le Pays basque à l'ouest. Une unique station a également été découverte dans le Béarn. Cette espèce est strictement rupestre. Thermophile, elle ne dépasse pas 950 m d'altitude en Pyrénées-Atlantiques.
- Le Lézard de Bonnal *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927). Endémique de l'ouest des Pyrénées, cette espèce est inféodée aux éboulis et autres structures rocheuses plus ou moins végétalisées d'altitude. Dans les Pyrénées-Atlantiques, sa répartition altitudinale s'étend entre 1991 et 2683 m.
- Le Lézard vivipare *Zootoca vivipara* (Lichtentein, 1823). Le Lézard vivipare est une espèce adaptée aux milieux frais et humides. Rare et localisée en plaine, cette espèce devient relativement abondante en montagne. Le Lézard vivipare présente une nette préférence pour les habitats de landes et de tourbières, mais devient moins exigeant en altitude, où il atteint 2310 m

La détermination du Lézard de Bonnal et du Lézard vivipare est relativement aisée. Le Lézard des murailles et le Lézard catalan présentent en revanche des similitudes importantes nécessitant une certaine expérience. Le Tab. CXXIII résume les différents outils de détermination.

Le matériel nécessaire à l'observateur est le suivant :

- Paire de jumelles
- GPS
- Anémomètre/Thermomètre
- Appareil photographique
- Carte du site (+ placettes ou transect)
- Fiches de relevé

Tab. CXXIII. Différents critères de détermination des quatre espèces de Lézards gris d'Aquitaine

	Lézard des murailles	Lézard catalan	Lézard de Bonnal	Lézard vivipare
Forme générale	Lézard aplati horizontalement et robuste	Lézard aplati horizontalement, petit et peu robuste	Lézard aplati horizontalement	Lézard aplati verticalement, généralement petit et trapu
Forme de tête	Museau grand, long et droit	Museau court, fin et pointu	Museau grand et long, arcade sourcilière marquée (profil "crocodilien")	Museau très court et arrondi, tête haute
Ecaillage	Fine	Fine	Fine	Grossière, possibilité de compter les écailles dorsales
Motifs dorsaux	Mâle généralement marbré, ligne vertébrale et aspect ligné fréquents chez les femelles	Mâle généralement marbré, aspect ligné très marqué chez les femelles	Dos uni et flanc sombre, pas de ligne vertébrale sombre	Robe rarement marbré, ligne vertébrale sombre fréquente
Face ventrale	Parfois orangé, écailles latérales bleues fréquentes	Souvent orangé, écailles latérales bleues possibles	Jamais orangé, pas d'écailles latérales bleues	Parfois orangé, pas d'écailles latérales bleues
Ecaille internasale	Ne touche pas la rostrale	Ne touche pas la rostrale	Touche largement la rostrale	Ne touche pas la rostrale
Présence d'un ocelle blanc entourée de noir au-dessus de l'épaule	Oui	Non	Non	Non



Fig. 260. De gauche à droite : Lézard vivipare, Lézard des murailles, Lézard catalan, Lézard de Bonnal

- **Conditions météorologiques requises**

Les Lézards gris d'Aquitaine sont tous relativement actifs et visibles en journée, en dehors des jours de fort vent, froid, ou des jours de pluie. L'observation des lézards nécessite des conditions météorologiques optimales : ciel dégagé, température de l'air comprise entre 15° et 25°, vent faible voire nul. Les lézards sont invisibles par temps trop froid ou trop chaud.

- **Campagne de relevés**

3 passages par placettes et 3 passages par transects espacés d'une semaine minimum. Les passages sur les sites à Léopard catalan sont réalisés au mois de mai (deux ou troisième semaine), juin (première ou deuxième semaine) et juillet (première semaine). Les passages sur les sites à Léopard de Bonnal sont réalisés au mois de juin (dernière semaine), juillet et août.

- **Fiche de relevés**

Deux fiches sont complétées pour chaque site : covariables de site et échantillonnage). Les covariables de sites correspondent aux variables dépendant de la configuration du site (exposition, description de l'habitat, etc). Les variables d'échantillonnage correspondent aux variables relevées à chaque passage : données météorologiques, comptage, etc (Annexe 55).

Pour chaque site : (covariables de site et d'échantillonnage)

- Heure du début et de fin : la durée de la prospection doit globalement être la même pour un même site.
- T° : valeur maximale indiquée par le thermomètre/anémomètre (en degré Celsius) prise à hauteur d'homme.
- Vent : valeur maximale indiquée par le thermomètre/anémomètre (en m/s) sur une minute, à hauteur d'homme et face au vent.
- Nuage : la couverture nuageuse doit être indiquée selon 5 coefficients ($1 \leq 20\%$; $20\% < 2 \leq 40\%$; $40\% < 3 \leq 60\%$; $60\% < 4 \leq 80\%$; $5 > 80\%$).
- Nom de l'observateur

Pour chaque observation : (données spécifiques)

- Nom de l'espèce
- Sexe, stade : si le type d'observation le permet, l'observateur peut estimer le sexe (mâle, femelle, indéterminé), et le stade de l'animal (juvénile, adulte).
- Abondance : nombre d'individus
Nota : il est impératif de collecter des données d'abondance qui peuvent être éventuellement converties (l'inverse n'étant évidemment pas vrai) en données binaires, codées 0 ou 1, pour la modélisation dynamique de l'occupation.
- Coordonnées GPS : les champs renseignés sont, de gauche à droite, la latitude et la longitude (projection : WGS 84).
- Altitude
- Photos : si une photo est réalisée, celle-ci doit être référencée
- Commentaires : tout type d'information utile à l'interprétation des résultats

- Analyses et statistiques

Les observations sont reportées sur fond cartographique. Les altitudes et coordonnées moyennes par espèce sont calculées. A terme, des estimations d'abondance seront proposées sur la base de modèles N-mélange. Cette méthode, sur la base d'un échantillonnage répété dans le temps (nombre de passages) et dans l'espace (nombre de placettes), propose une estimation du nombre de lézards par site, en fournissant une abondance estimée (ou une probabilité de présence) et une probabilité de détection.

- Modèles dynamiques d'occupation et d'abondance

Les modèles d'occupation de sites ont été introduits indépendamment par MacKenzie et al. (2003) et Tyre et al. (2003). Ce sont des modèles hiérarchiques de régression qui modélisent de façon conjointe la probabilité d'occupation (ou l'abondance) et la probabilité de détection de chaque espèce suivie. Ils autorisent un cadre extrêmement flexible de modélisation, avec une approche fréquentiste ou une approche bayésienne, et permettent l'introduction de covariables (de site et/ou d'échantillonnage). Dans le cadre du programme les sentinelles du climat, la modélisation des données sera basée sur les modèles dynamiques d'occupation et d'abondance (ex. Royle & Kéry (2007); Kéry & Schaub (2011)). Ces modèles permettent de prendre en compte les changements temporels survenant dans l'état d'occupation de sites ou l'abondance en introduisant des paramètres supplémentaires (probabilité d'extinction et probabilité de colonisation) en modélisant la transition de l'état d'occupation entre instants successifs.

- Format des données

Les données peuvent se présenter sous forme d'un fichier Excel avec plusieurs feuilles (une pour chaque espèce étudiée par exemple). Chaque feuille comporte en ligne les sites suivis et en colonnes les suivis (deux minimum par saison dans l'année) effectués chaque année. Les données sont typiquement des données binaires (0 ou 1) pour les modèles d'occupation et des données d'abondance pour les modèles d'abondance (il est demandé de collecter des données d'abondance, qui peuvent être simplement converties en données binaires pour le traitement, l'inverse n'étant évidemment pas vrai). En cas d'impossibilité de faire un suivi à une date donnée, il faut savoir qu'il est possible de gérer sous certaines conditions ce genre d'information manquante.

L'utilisation rigoureuse de ces modèles repose sur certaines conditions (MILLER *et al.*, 2015 ; FERGUSON *et al.*, 2015), parmi lesquelles, l'indépendance des sites et des relevés, l'absence d'hétérogénéité non modélisée, l'absence de faux-positifs (= il est possible de rater une espèce alors qu'elle est présente, mais elle ne peut pas être détectée quand elle n'est pas présente !).

7.5.2 Résultats exploratoires

En 2017, l'ensemble des comptages ont été réalisés entre mai et début septembre. Les comptages Lézard de Bonnal ont légèrement débordés sur septembre pour cause d'une météo défavorable, qui a entraîné le report de deux sessions de comptage (Tab. CXXIV).

Tab. CXXIV. Dates de comptage sur l'ensemble des sites "Lézards gris"

		Passage 1	Passage 2	Passage 3
Sites L. catalan	Esterençuby	03/05/2017	01/06/2017	01/09/2017
	Mendive	04/05/2017	02/06/2017	01/09/2017
	Mâtire	09/06/2017	04/07/2017	02/08/2017
Sites L. de Bonnal	Anglas	11/07/2017	03/08/2017	07/09/2017
	Arrious	05/07/2017	17/08/2017	06/09/2017
	Ossau Nord	10/07/2017	18/08/2017	08/09/2017

Les résultats ci-dessous présentent les observations réalisées sur l'ascension du site d'Arrious. Ce site est le seul à avoir fait l'objet d'un passage test protocolé en 2016. La répartition des deux espèces de Lézard (Lézard des murailles et Lézard de Bonnal) reste relativement inchangée entre les deux premières années, sur la base de nos résultats (un seul passage en 2016, trois passages en 2017). Les résultats confirment également la présence de Lézards des murailles en altitude, au cœur même de la zone de présence majeure du Lézard de Bonnal (Fig. 261).

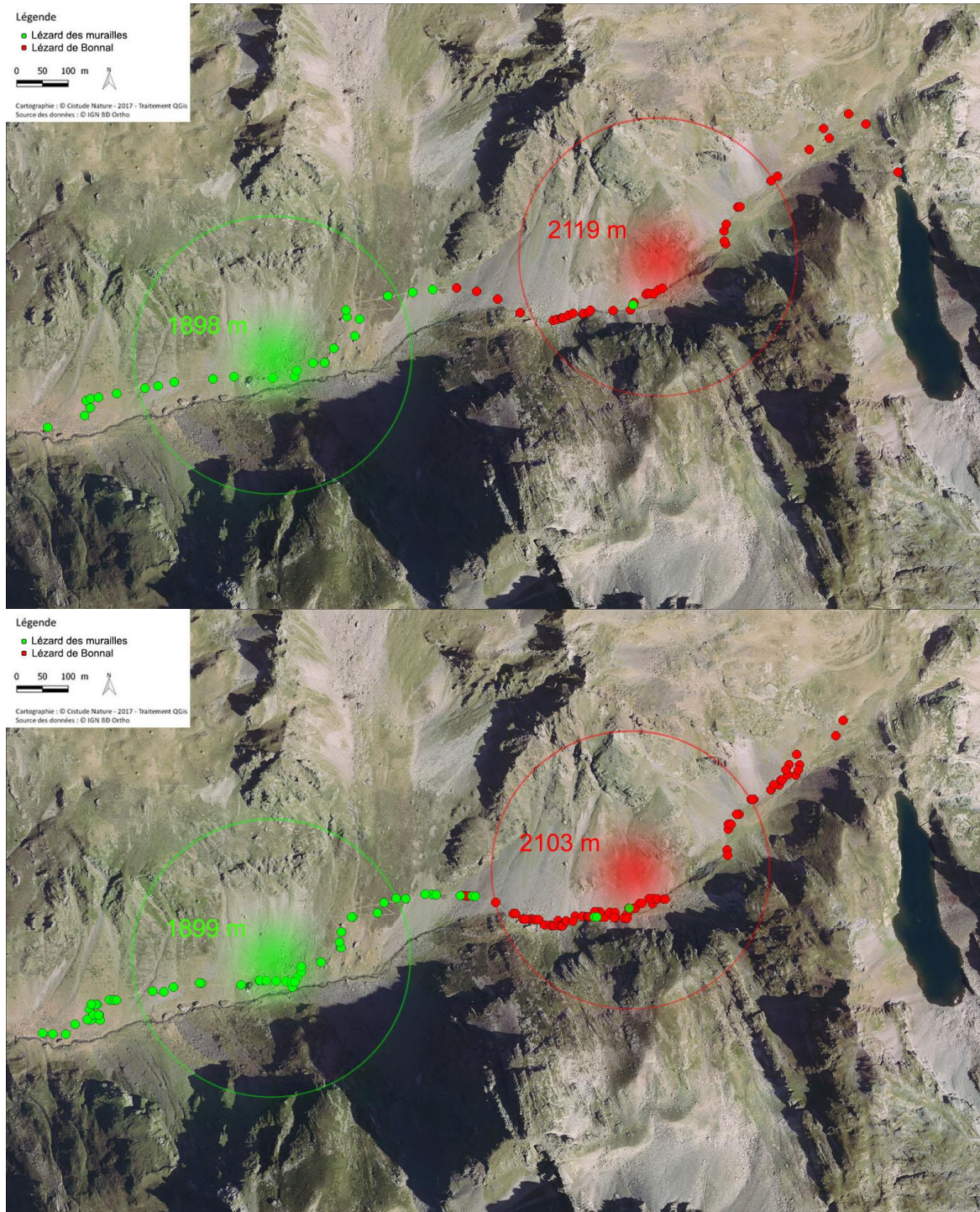


Fig. 261. Résultats des observations sur Arrious (2016 et un seul passage, en haut ; 2017 et trois passages, en bas) Les cercles situent l'épicentre de chaque "population" (valeur moyenne longitude et latitude), et les valeurs moyennes de l'altitude de l'ensemble des individus comptabilisés sont indiquées.

Les graphiques ci-dessous (Fig. 262 – Fig. 267) rassemblent les résultats obtenus pour chaque site et chaque espèce. Il s'agit du nombre moyen d'individus observés par placettes ou le long des transects altitudinaux.

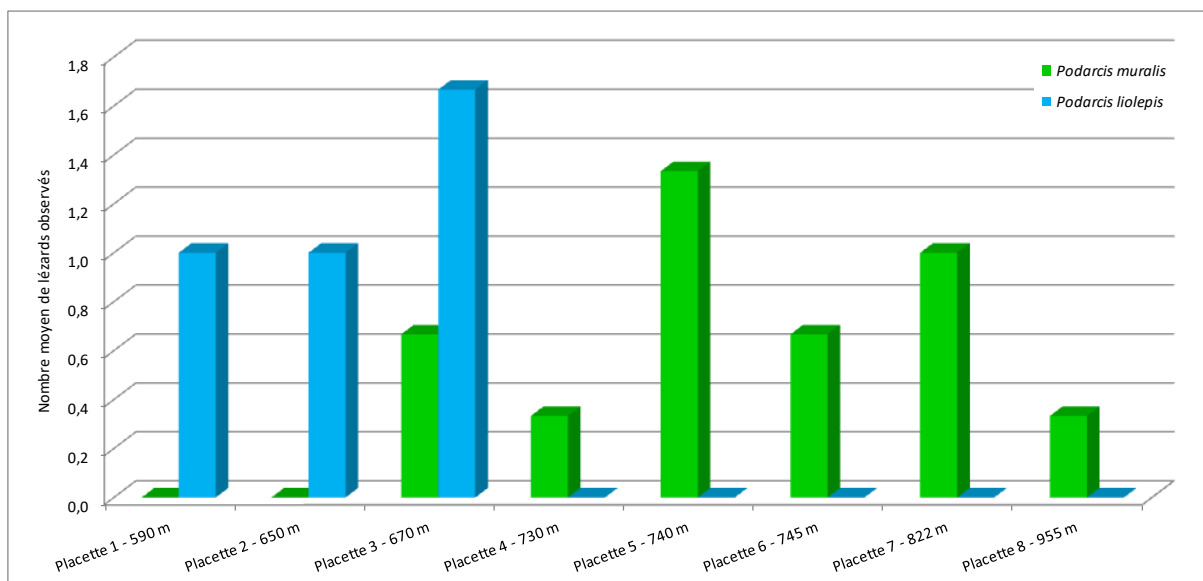


Fig. 262. Lézard catalan – répartition altitudinale des observations 2017 sur le site d'Esterençuby (placettes)

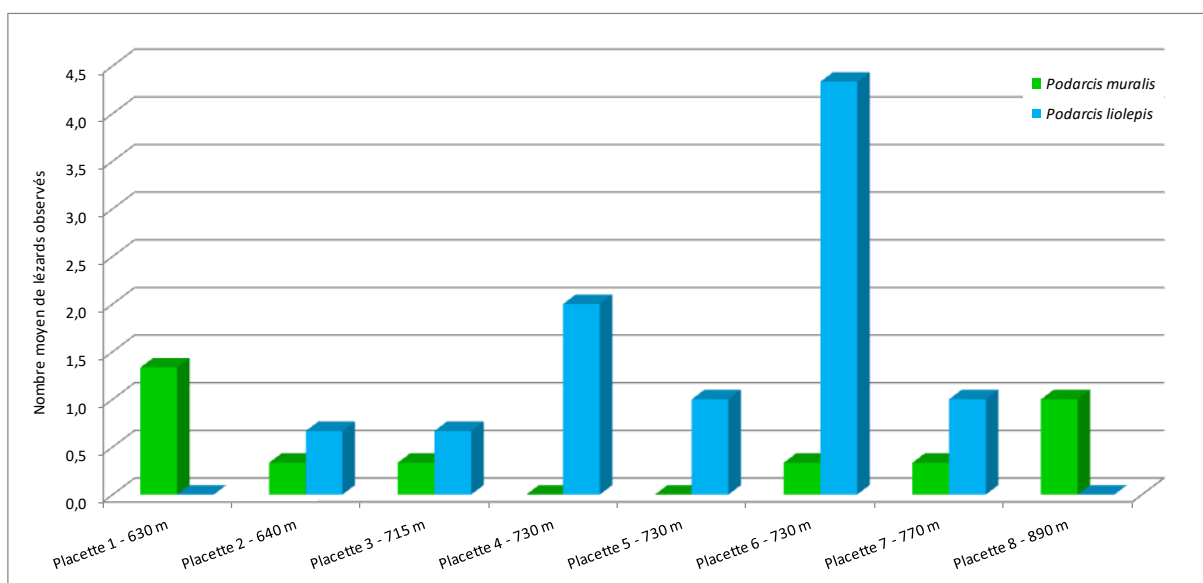


Fig. 263. Lézard catalan – répartition altitudinale des observations 2017 sur le site de Mendive (placettes)

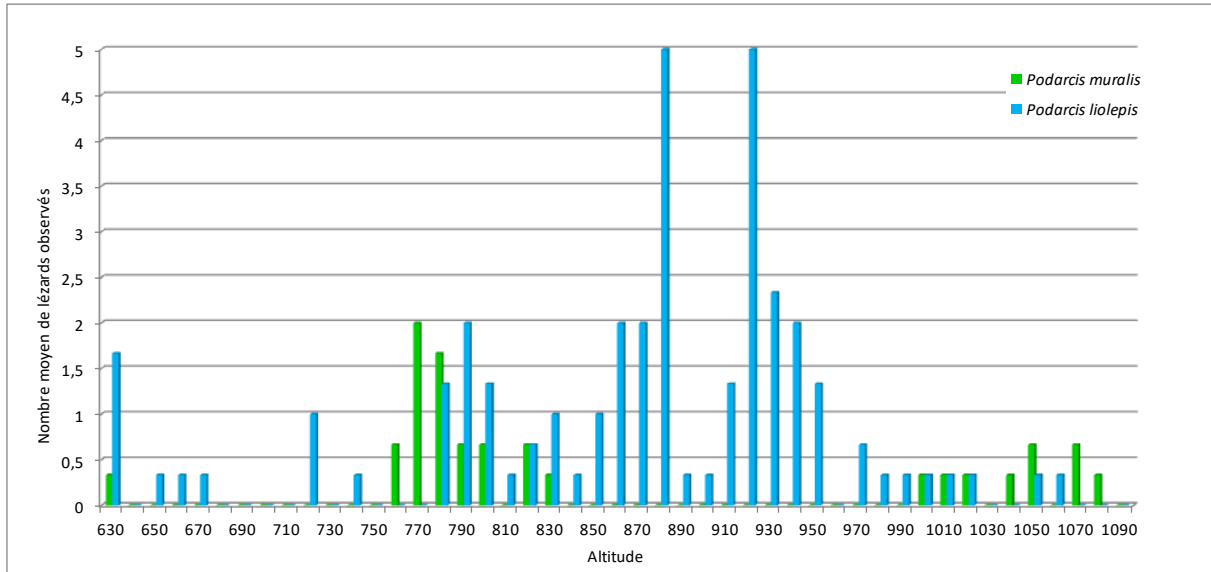


Fig. 264. Lézard catalan – répartition altitudinale des observations 2017 sur le chemin de la Mâtûre (transect)

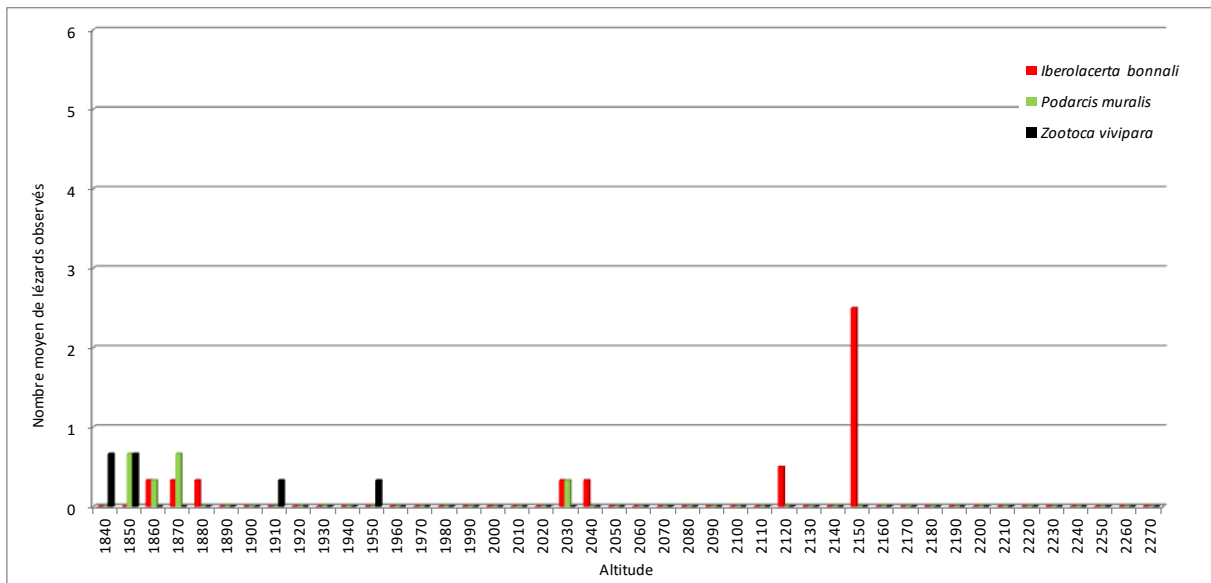


Fig. 265. Lézard de Bonnal – répartition altitudinale des observations 2017 sur Ossau Nord (transect)

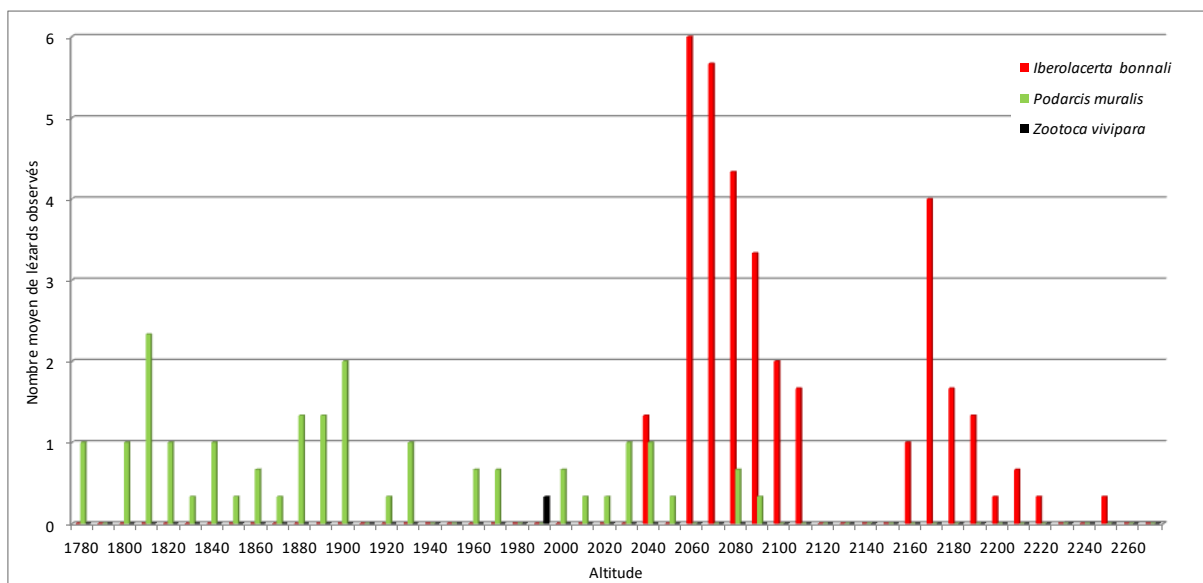


Fig. 266. Lézard de Bonnal - répartition altitudinale des observations 2017 sur Arrious (transect)

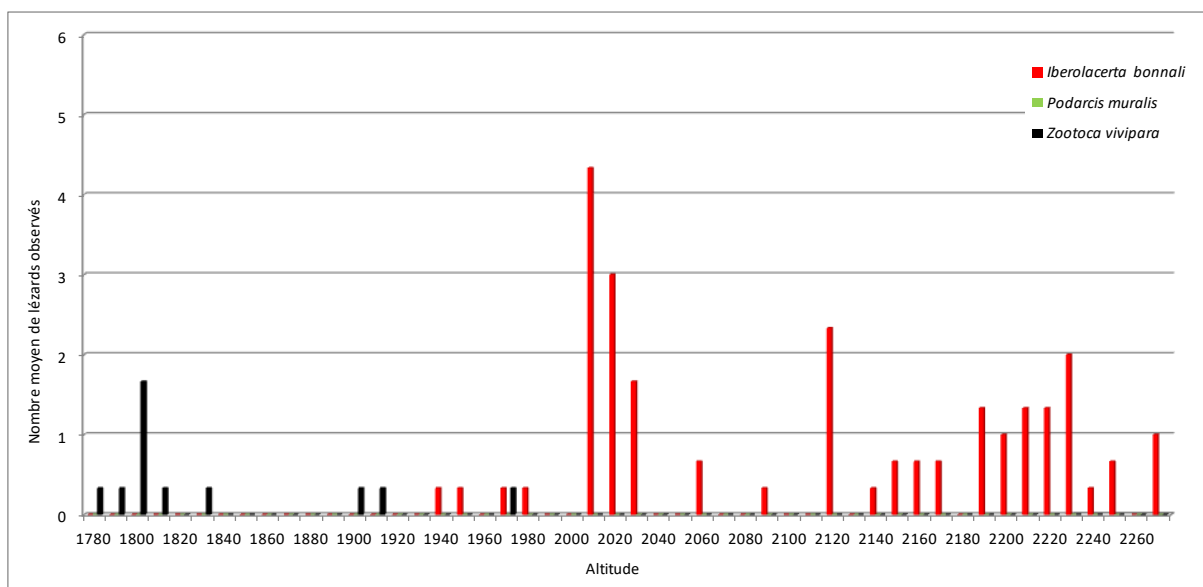


Fig. 267. Lézard de Bonnal - répartition altitudinale des observations 2017 sur Anglas (transect)



7.5.3 Discussion

A terme, les résultats annuels mettront en évidence l'évolution des zones de présence des différences espèces, et les tendances à la colonisation / extinction locale. L'installation progressive du Lézard des murailles semble une des évolutions majeures à surveiller.

Par ailleurs, il convient désormais de travailler sur la mise en relation de ces résultats avec les conditions climatiques observées à l'année : température, hauteur de neige en hiver, etc. Ces analyses pourront être menées suite à la collecte des données météorologiques. C'est la deuxième étape du travail.

La continuité du suivi devra être garantie dans le temps pour produire des indices annuels d'abondance et de répartition qui pourront être comparés sur le long terme. Le travail devra ensuite porter sur la mise en place d'une méthode efficace permettant de vérifier les liens entre de potentielles variations de répartition / abondance et les variations climatiques. Enfin, un travail de coordination avec les structures mettant en place des suivis similaires sur le reste de la chaîne pyrénéenne est d'ores-et-déjà prévu.

7.6 Marmotte des Alpes (*Marmota marmota*)

Auteur : Thomas Ruys, Contributeur : Lorena Grégoire

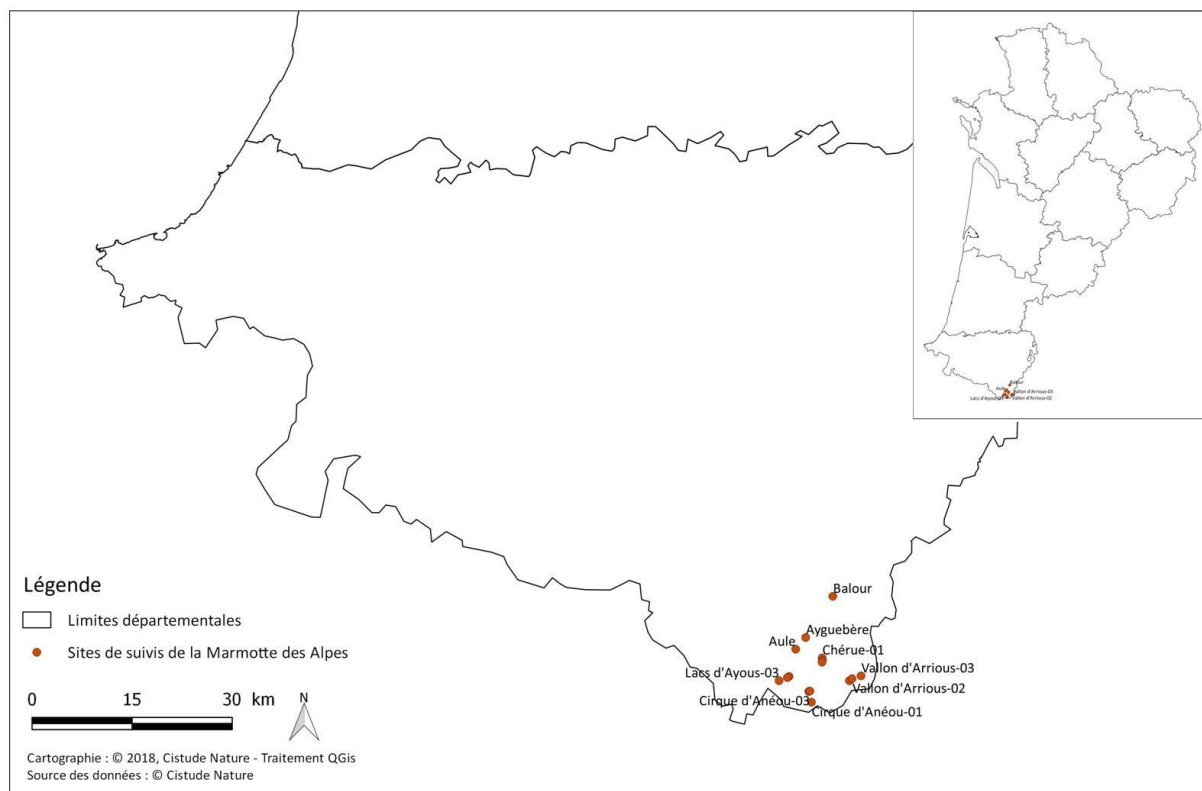
La Marmotte des Alpes (*Marmota marmota*) est un mammifère de la famille des Sciuridés qui a la particularité d'hiberner. Dans un secteur du massif alpin, 20 ans de recherche ont montré que le réchauffement climatique était à l'origine d'une baisse de la condition physique des femelles au moment de la sortie de l'hibernation. En effet, les femelles sont obligées de puiser plus dans leurs réserves en hiver du fait d'une diminution de la couche neigeuse (isolant thermique du gîte) au cours de l'hiver. Ce changement de métabolisme a pour conséquence une diminution de la taille des portées chez les femelles et donc une moins bonne reproduction (TAFANI *et al.*, 2013).

La question est donc de savoir si la population pyrénéenne est touchée par le même phénomène, à savoir, sur le long terme, une baisse de la taille des portées de marmottes qui fréquentent la vallée d'Ossau, secteur d'étude du programme les sentinelles du climat pour cette espèce considérée comme bio-indicatrice.

7.6.1 Matériel et méthodes

- Sélection des sites

Après une première année de test en 2016, 14 sites ont été sélectionnés pour un suivi annuel en fonction de leur disposition géographique (gradient altitudinal), de leur accès et de leur position dans la zone cœur du PNP, hors secteur de chasse. Après discussion avec le conseil scientifique fin 2016, il a été décidé de sélectionner des sites complémentaires situés en basse altitude afin de compléter le protocole en élargissant la zone altitudinale prise en compte. Après diverses prospections et interrogations avec le Parc national des Pyrénées, deux sites complémentaires ont pour le moment été retenus : Ayguebère et Balour (Fig. 268). Ces deux sites sont situés hors de la zone cœur du PNP, les individus peuvent donc, théoriquement, être chassés. Toutefois, peu de chasseurs prennent pour cible la Marmotte dans les Pyrénées (Plisson comm. pers.). Les prospections pour trouver d'autres sites en basse altitude se poursuivront en 2018. Deux autres sites situés sur le secteur de Peyreget ont été abandonnés pour des raisons d'accessibilité. A la fin des prospections 2017, le secteur d'Aule (compté en 2016 mais non retenu au final du fait d'un éboulement sur le chemin d'accès) a fait l'objet d'un seul comptage à 1700–1800 m d'altitude. Cette action a pour but d'éventuellement remplacer le secteur d'Anéou par Aule pour des raisons de configuration de sites plus proches des autres secteurs. Le secteur d'Aule sera probablement compté dans son ensemble pour les prospections 2018.



Sites de suivis de la Marmotte des Alpes :
Situation géographique des sites d'études en Nouvelle-Aquitaine

Fig. 268. Localisation des sites de suivis Marmotte (N=15)

• Description des sites choisis

Les sites ont été retenus en fonction de :

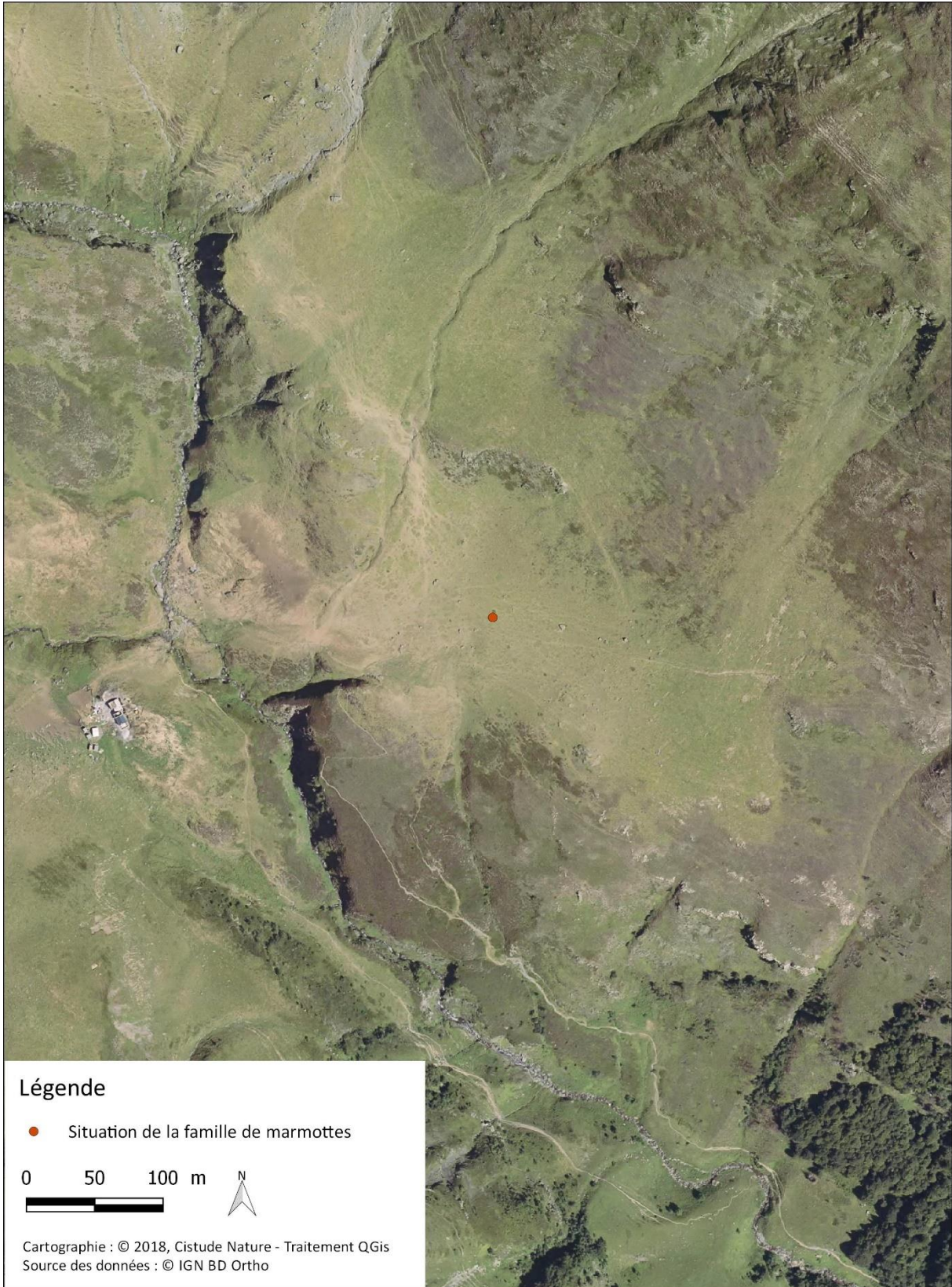
- leur emplacement géographique afin de déterminer des secteurs différents (cf. « Dénomination » dans le Tab. CXXV, Annexe 56),
- chaque secteur comporte trois familles suivies en fonction de l'altitude du terrier principal par tranche altitudinale de 100 m entre 1600 et 2300 m, excepté pour les deux nouvelles familles en basse altitude (Ayguebère et Balour), une famille dans chaque cas afin d'obtenir un gradient altitudinal,
- leur accessibilité,
- des possibilités de comptages des marmottons dans de bonnes conditions d'observation.

Tab. CXXV. Caractéristiques des sites sélectionnés pour l'étude sur le suivi sur la Marmotte

Dpt	Commune	Dénomination	Type d'habitat	Tranche altitudinale (m)	Propriétaire Gestionnaire	Structure de suivi et nom de l'observateur
64	Laruns	Cirque d'Aneou 01	Pierrier/prairie d'altitude	1800-1900	Syndicat du Haut-Ossau	Cistude Nature - RUYS
64	Laruns	Cirque d'Aneou 02	Pierrier/prairie d'altitude	1900-2000	Syndicat du Haut-Ossau	Cistude Nature - RUYS
64	Laruns	Cirque d'Aneou 03	Pierrier/prairie d'altitude	2000-2100	Syndicat du Haut-Ossau	Cistude Nature - RUYS
64	Laruns	Vallon d'Arrius 01	Pierrier/prairie d'altitude	1700-1800	Syndicat du Haut-Ossau	Cistude Nature - RUYS
64	Laruns	Vallon d'Arrius 02	Pierrier/prairie d'altitude	1900-2000	Syndicat du Haut-Ossau	Cistude Nature - RUYS
64	Laruns	Vallon d'Arrius 03	Pierrier/prairie d'altitude	2200-2300	Syndicat du Haut-Ossau	Cistude Nature - RUYS
64	Laruns	Lacs d'Ayous 01	Pierrier/prairie d'altitude	1600-1700	Syndicat du Haut-Ossau	Cistude Nature - RUYS
64	Laruns	Lacs d'Ayous 02	Pierrier/prairie d'altitude	1700-1800	Syndicat du Haut-Ossau	Cistude Nature - RUYS
64	Laruns	Lacs d'Ayous 03	Pierrier/prairie d'altitude	2000-2100	Syndicat du Haut-Ossau	Cistude Nature - RUYS
64	Laruns	Chérue 01	Pierrier/prairie d'altitude	1800-1900	Syndicat du Haut-Ossau	Cistude Nature - RUYS
64	Laruns	Chérue 02	Pierrier/prairie d'altitude	1900-2000	Syndicat du Haut-Ossau	Cistude Nature - RUYS
64	Laruns	Chérue 03	Pierrier/prairie d'altitude	2000-2100	Syndicat du Haut-Ossau	Cistude Nature - RUYS
64	Laruns	Aule	Pierrier/prairie d'altitude	1700-1800	Syndicat du Haut-Ossau	Cistude Nature - RUYS
64	Laruns	Ayguebère	Pierrier/prairie d'altitude	1500-1600	Syndicat du Haut-Ossau	Cistude Nature - RUYS
64	Eaux-Bonnes	Balour	Pierrier/prairie d'altitude	1300-1400	Syndicat du Haut-Ossau	Cistude Nature - RUYS

- Définition et positionnement des points d'échantillonnage

Un site de suivi correspond à un point d'échantillonnage d'une famille de marmottes. Le suivi est réalisé sur le versant à l'opposé du point d'échantillonnage (Fig. 269).



Site de suivis de la Marmotte des Alpes :

Fig. 269. Exemple de situation géographique d'un point d'échantillonnage de suivi d'une famille de marmottes.

• Méthodes de relevés et détermination des espèces

Le suivi est basé sur le comptage du nombre maximum de marmottons entre la sortie du terrier au début juillet et la mi-août, période à partir de laquelle la distinction certaine jeune/subadulte devient plus délicate. De plus, les risques de prédation augmentent avec le temps et pourraient biaiser les comptages.

Chaque famille est observée à l'aide d'une longue-vue (KITE SP-60 x28) pour éviter toute perturbation, pendant 40 min (60 min en 2016). En effet, après analyse des résultats de 2016, le nombre maximum de marmottons observés était détecté dans les premières 40 min (perte de 6,3% de probabilité d'avoir vu un nombre d'individus "maximal" par rapport à un temps de 60 min). Le comptage commence dès l'observation d'un marmotton ou au bout de 15 min si aucun marmotton n'est observé.

Le nombre maximum de marmottons observés est ensuite noté par tranche de 10 min. Au bout de 40 min le chiffre le plus haut est retenu. L'idéal est de pouvoir réaliser deux passages par famille en juillet au matin (8h30-11h30), période pendant laquelle les marmottons sont les plus actifs. Le premier passage pour chaque famille doit être réalisé le plus rapidement possible pour éviter des cas éventuels de prédation sur les marmottons qui fausseraient les comptages et les suivis. Le comptage en fin de journée (18h00-20h00), réalisé en 2016, a été abandonné en 2017 du fait d'observations trop aléatoires sur les heures de sortie des marmottes et marmottons.

• Conditions météorologiques requises

Avant chaque comptage, la température de l'air, la vitesse du vent ainsi que la nébulosité sont relevées (Tab. CXXVI). En cas de pluie ou de vent fort, le comptage est annulé. Les dérangements sont également notés car ils obligent les marmottes à regagner leur terrier. Au final, les dérangements sont classés en trois catégories : 1/pas de dérangement, 2/dérangement naturel (prédateur, etc.), 3/dérangement d'origine anthropique (randonneurs, passages de troupeaux, etc.).

Tab. CXXVI. Conditions météorologiques requises pour les suivis

Température	12 à 25 °C
Nébulosité	-
Pluie	Pas de pluie
Vitesse du vent	< 5 sur l'échelle de Beaufort
Horaire	8h30-11h30

• Fiche de relevés

La fiche de comptage pour les marmottes se présente comme illustrée en Annexe 57.

« Date » : date du comptage

« Secteur » : nom du secteur (lieu-dit) du comptage

« Nébulosité » : pourcentage de couverture nuageuse

« Vitesse du vent » : en fonction de l'échelle de Beaufort (0 à 5)

« T° de l'air » : température de l'air (en degrés Celsius, thermomètre portatif)

« Dénomination famille » : code donné à une famille exemple Anéou 1



« Heure » : heure du premier comptage de marmottons, puis toutes les 10 min pendant une heure soit sept modalités pour une famille

« Jeunes » : nombre de marmottons maximum observés durant les 10 min précédentes

« Adultes/Subadultes » : nombre d'adultes et de subadultes maximum observés durant les 10 min précédentes

« Remarques » : toute remarque pouvant contraindre le comptage comme le dérangement codé de 0) Pas de dérangement ; 1) Dérangement naturel (prédateur) ; 2) Dérangement d'origine anthropique (randonneurs, chien de troupeau, etc.).

7.6.2 Résultats exploratoires

Les résultats 2017 sont exposés ci-dessous avec une comparaison de l'année 2016.

L'observateur a toujours été le même (deux personnes formées à l'observation des marmottes). Les conditions météorologiques permettant un comptage ont été respectées.

En 2016, les comptages en fin d'après-midi et un nombre de jours supérieurs de comptage avaient permis un nombre de comptages plus important (48) pour une moyenne de 2,1 comptages par jour. En 2017, les comptages se sont effectués exclusivement le matin et dans la plupart des cas en parallèle sur deux sites, ce qui avait été rarement le cas en 2016. Ainsi, la moyenne du nombre de comptages par jour est légèrement supérieure (2,7). Les connaissances accumulées en 2016 ont permis de rendre plus efficace les comptages en 2017 (Tab. CXXVII).

Comme en 2016, il n'y a pas de corrélation entre le nombre d'adultes/subadultes et le nombre de marmottons ($p=0,28$, test de Pearson).

Tab. CXXVII. Comparatif des résultats globaux 2016 et 2017

	2016	2017
Début comptages	09/07/2016	03/07/2017
Fin comptages	09/08/2016	03/08/2017
Nombre de jours	20	14
Nombre de comptages	48	38
Moyenne comptage/jour	2,1	2,7
Dérangements :		
Non	26 (54%)	23 (64%)
Origine naturelle	14 (29%)	4 (11%)
Origine anthropique	8 (17%)	9 (25%)

En ce qui concerne le nombre maximum de marmottons observés, les Tab. CXXVII à Tab. CXXIX résument les résultats en 2016 et 2017 par secteur de comptages.



Tab. CXXVIII. Comparatif des résultats des comptages entre 2016 et 2017

	2016		2017	
	Nb marmottons	Nb SA/Adultes	Nb marmottons	Nb SA/Adultes
Ayguebere	-	-	4	5
Balour	-	-	2	2
Anéou 1800-1900	2	5	1	5
Anéou 1900-2000	0	4	0	3
Anéou 2000-2100	0	2	3	1
Ayous 1600-1700	4	6	0	4
Ayous 1700-1800	4	5	3	4
Ayous 2000-2100	3	4	7*	3
Arrious 1700-1800	3	2	3	4
Arrious 1900-2000	5	4	2	4
Arrious 2200-2300	4	3	3	3
Cherue 1800-1900	4	2	0	3
Cherue 1900-2000	6	1	1	2
Cherue 2000-2100	2	2	4	4
Aule 1700-1800	4	2	3	4

*non pris en compte dans les calculs : valeur retenue 5 (erreur de comptage ?)

Tab. CXXIX. Comparatif des résultats en moyenne globale et par secteur

	2016		2017	
	Moyenne nb max. marmottons	Moyenne SA/Adultes	Moyenne nb max. marmottons	Moyenne SA/Adultes
Ayguebere	-	-	4	5
Balour	-	-	2	2
Anéou 1800-1900	0,7	3,7	1,3	3,0
Anéou 1900-2000				
Anéou 2000-2100				
Ayous 1600-1700	4,3	5,0	2,7	3,7
Ayous 1700-1800				
Ayous 2000-2100				
Arrious 1700-1800	4,0	3,0	2,7	3,7
Arrious 1900-2000				
Arrious 2200-2300				
Cherue 1800-1900	3,7	1,7	1,7	3,0
Cherue 1900-2000				
Cherue 2000-2100				
Aule 1700-1800	4	2	3	4
MOYENNE	3,2	3,3	2,5	3,5

Pour tous les secteurs (exception faite d'Anéou), une chute de la moyenne en marmottons est observée sur tous secteurs confondus de 3,2 en 2016 et 2,5 en 2017. Ce constat n'est pas observé chez les adultes. La baisse du nombre d'individus semble donc être globale sur l'ensemble des secteurs suivis et ne toucher que les jeunes. Ce sont les secteurs de Chérué et Arrious qui semblent les plus impactés avec respectivement 3,7 (2016) à 1,7 (2017) et 4,0 (2016) à 2,7 (2017) (Tab. CXXVII).



Tab. CXXX. Nombre de marmottons comptabilisés par tranche altitudinale

Classe altitude (m)	2016		2017	
	Moy. Nb max marmottons	Nb secteurs concernés	Moy. Nb max marmottons	Nb secteurs concernés
1300-1600	-	0	3	2
1600-1800	3,7	3	2,3	3
1800-2000	3,4	3	0,8	3
2000-2300	2,3	4	3,8	4

Une baisse de la moyenne maximale des marmottons par tranche altitudinale est observée surtout entre 1800 et 2000 m (3,4 en 2016 à 0,8 en 2017) excepté pour la tranche altitudinale la plus haute, qui au contraire, voit cette moyenne augmenter de 2,3 à 3,8 entre 2016 et 2017 (Tab. CXXIX).

7.6.3 Discussion

Globalement les tests de 2016 ont permis d'ajuster le protocole de suivi en 2017, protocole qui sera reconduit en 2018 avec notamment la baisse du temps de comptage de 60 min. à 40 min. Les secteurs suivis en 2017 seront donc reconduits en 2018 avec l'apport si possible d'un ou deux sites en basse altitude afin d'obtenir, à terme, des résultats plus robustes sur l'amplitude altitudinale.

En 2017, les prospections pour trouver des sites en basse altitude ont été difficiles du fait d'un manque de données et d'accessibilité de certains sites. Par exemple, le secteur du Soussouéou dispose de familles en basse altitude (environ 1400 m) mais le temps d'accès est trop long pour envisager un suivi sur le long terme. Concrètement un temps d'accès d'une heure est le maximum envisageable pour une famille isolée (Ayguebère : 45 min, Balour : 60 min).

En 2018, le secteur d'Aule sera à nouveau inscrit pour les comptages marmottons. Il avait été abandonné du fait d'une rupture de sentier en 2016. Ce secteur est à nouveau accessible et la localisation des familles à suivre devra être précisée avant le mois de juillet.

La baisse du nombre moyen de marmottons comptabilisés en 2017 en comparaison à 2016 (notamment par secteur) ne permettent pas pour le moment de conclure sur une quelconque explication. Les variations interannuelles chez cette espèce sont connues (TAFANI *et al.*, 2013). Les comptages de 2018 permettront d'avoir plus de recul et de confirmer (ou non) cette tendance à la baisse qui pourrait être reliée à des paramètres environnementaux qu'il faudra préciser. Cependant, rien n'exclut sur le long terme une tendance à la hausse du fait, peut-être, d'une disponibilité en ressources accrue grâce à des printemps plus favorables. Cette hypothèse est appuyée par un travail en Amérique du Nord dans lequel les populations de la Marmotte à ventre jaune (*Marmota flaviventris*) augmentent en parallèle à de meilleures conditions climatiques et à des traits d'histoire de vie légèrement différents de la Marmotte des Alpes (TAFANI *et al.*, 2013).

Enfin, presque tous les sites sont situés en vallons, qu'il est possible d'extrapoler sous forme d'un transect altitudinal. Or, le secteur d'Anéou est un cirque, donc de configuration différente des autres sites. A terme, il serait intéressant d'arrêter le suivi sur ce secteur pour le remplacer par le secteur d'Aule. Cependant, une troisième année de suivi semble nécessaire avant de prendre cette décision pour disposer de résultats complémentaires.



8. Sciences citoyennes

Auteurs : Gabrielle Sauret, Kévin Romeyer, Elodie Malavialle

8.1 Introduction

8.1.1 Actions de sensibilisation actuellement en cours

Afin de transmettre le savoir scientifique en construction et le rendre accessible à tous, dans un but de prise en compte de la biodiversité dans les politiques et les actions de lutte contre le changement climatique; des actions de sensibilisation sont menées tout au long du programme.

A l'heure actuelle, plusieurs actions sont déjà engagées :

- Mise en ligne d'un **site internet à 3 entrées**, chacune étant adaptée à un public ciblé grâce à la mise en place de différents niveaux de lecture (www.sentinelles-climat.org pour le grand public ; www.enseignant.sentinelles-climat.org pour les professeurs et leurs élèves ; www.technique.sentinelles-climat.org pour les professionnels de la préservation de la nature et les chercheurs). Il s'agit ici de mettre en place une diffusion globale, visant le maximum de publics. Sur ces portails, les informations du programme et des questions de l'impact du changement climatique sur la biodiversité sont relayées. Elles sont diffusées grâce à des médias variés (vidéos, BDs, diffusion des productions scientifiques ou vulgarisées du programme, revues de presse, etc). Les réseaux sociaux (Facebook, Twitter, Scoop It) sont aussi un relai de cette actualité.

- Développement **d'actions directes**. Il s'agit d'actions au contact direct des publics. Par exemple, des projets pédagogiques sont menés avec des classes. Il peut s'agir d'éducation par la recherche dans le cadre d'une structure nationale, les Savanturiers, aussi engagée sur l'appréhension par les élèves du changement climatique. Ces projets pédagogiques peuvent aussi être basés sur l'appréhension de la problématique scientifique par le « faire ». Des actions pédagogiques à destination du grand public ont aussi lieu, lors de conférences ou directement sur le terrain à la rencontre des espèces sentinelles. Ces rencontres sont accompagnées d'un discours explicatif (ou de jeux) sur les études scientifiques en cours permettant d'étudier les effets du changement climatique sur l'espèce.

- Mise en place de **sciences citoyennes**, c'est-à-dire la construction d'une plateforme internet, associée à l'observation de terrain, pour un objectif de sensibilisation par l'implication de tous dans la production du savoir scientifique. Cette plateforme est ouverte à tous, quel que soit son niveau de compétence naturaliste. Chacun peut y entrer ses observations de terrain liées à la phénologie des espèces animales ou végétales (c'est-à-dire le moment où se déclenche tel événement du cycle de vie des espèces). Les enseignants pourront utiliser les données brutes de la base de données pour leurs projets pédagogiques autour de la question du changement climatique. Le traitement de ces données sera disponible pour tous sur le site.

8.1.2 Le choix des sciences citoyennes

Il est choisi de s'appuyer sur la topologie des sciences participatives établie par HOUILLER (2016) pour définir cette action impliquant les citoyens, comme une action de sciences citoyennes. En effet, les critères définis par HOUILLER (2016) correspondent aux objectifs, au "moteur" et à la contribution demandée aux citoyens par l'Observatoire des sentinelles (Tab. CXXXI).

Tab. CXXXI. Familles de dispositif de sciences participative (HOUILLER, 2016).

	Les sciences citoyennes	La <i>community based research</i>	Les recherches participatives
Objet	Contribution des citoyens-amateurs à la collecte et à l'analyse de données (scientifiques, amateurs)	Collaboration entre chercheurs et groupes concernés pour diagnostiquer et résoudre des problèmes qui les affectent (communautés, minorités, familles, chercheurs)	Collaboration entre chercheurs et groupes de citoyens ou de professionnels (professionnels, utilisateurs, associations, coopératives, chercheurs, médiateurs)
Histoire	Très longue tradition de la participation des amateurs à la production des sciences naturalistes et aujourd'hui développement d'une forme de "curiosité équipée"	Tradition longue aux États-Unis, en santé publique, au Canada, en relation avec les communautés indigènes	Tradition longue dans le domaine de la recherche pour le développement. Différentes approches influencées par des traditions intellectuelles différentes (Kurt Lewin, Paolo Freire, Chambers, etc.)
Moteur	Curiosité et volonté d'impact aujourd'hui amplifiées par les TIC et le <i>crowdsourcing</i>	Amélioration des conditions d'existence ou d'exercice particulières de la communauté	Contribution à relever des défis sociaux ou scientifiques, soutenus parfois par de grandes organisations internationales (ex. Banque Mondiale)
Objectifs	Produire des connaissances et indicateurs, éduquer les citoyens aux méthodes scientifiques	Produire des connaissances actionnables, favoriser l' <i>empowerment</i> (capacitation)	Produire des connaissances actionnables dans une perspective d'innovation et de transformation sociale
Domaines principaux	Environnement Astronomie Biodiversité	Santé publique Education Travail social	Agriculture Gestion des ressources naturelles Questions urbaines
Exemples français	Vigie Nature (biodiversité) L'observatoire des saisons (environnement) Observations solaires (astronomie)	Le Groupe de réflexion avec les Associations de malades de l'Inserm – GRAM Les projets de l'ANRS en collaboration avec les associations de patients (santé)	Sélection participative (agriculture) COMEPOS (énergie)

Les sciences citoyennes sont devenues un mode de production de connaissances reconnu et en pleine expansion. Cette dynamique est conséquente des transformations sociales et technologiques, incluant la démocratie participative et l'évolution des technologies de l'information et de la communication, ceci impactant la production des données, leur circulation et l'information (HOUILLER, 2016). Les évolutions numériques et le big data changent les manières d'organiser la participation et l'accès aux connaissances.

Il existe une réelle motivation des participants aux projets impliquant les citoyens pour participer à la recherche scientifique (MORIN, 2016). La biodiversité et le climat font partie des premiers domaines dans lesquels les publics souhaitent s'investir, derrière la médecine (MORIN, 2016). Il y a donc un réel intérêt à proposer ce type d'action dans un cadre de recherche intégrant biodiversité et climat.

Les sciences citoyennes permettent par ailleurs de répondre aux objectifs de ce programme, soit de donner les compétences aux citoyens pour s'approprier les enjeux, d'agir en plus de recueillir les données, d'en faire un levier politique (MORIN, 2016). En cela, ce type d'action est partie prenante de la démarche de recherche du programme les sentinelles du climat (MALLARD, 2016b).

Par ailleurs, et plus spécifiquement dans le champ disciplinaire de l'écologie, les sciences citoyennes peuvent être considérées comme nécessaires. Couvet *et al.* (2011) examinent « la pertinence des suivis réguliers, sur un grand nombre de sites, sur un large territoire, soit des suivis s'appuyant sur les sciences participatives ». En complément des études très protocolées menées sur quelques sites, ils participent à la construction de scénarios de biodiversité (COUVET *et al.*, 2011). L'Observatoire des Sentinelles est, dans notre cas, complémentaire des suivis protocolés engagés dans le cadre du programme et participe à la sensibilisation des publics aux questions de l'impact du changement climatique sur la biodiversité.

Il existe de nombreux ouvrages apportant des conseils sur la mise en place de projets de sciences participatives. Les principaux sont les suivants : le rapport ministériel sur les sciences participatives (HOULLIER, 2016), le livret publié par l'Institut de formation et de recherche en éducation à l'environnement (Ifrée) (HORTOLAN, 2010) et le rapport de la Fondation Sciences Citoyennes (STORUP, 2012).

8.2 Matériel et méthode

8.2.1 Objectifs de l'Observatoire des sentinelles

- Sensibilisation

Les sciences citoyennes, au sein de ce programme, ont pour objet premier la sensibilisation du grand public et des jeunes. Il s'agit de produire un ensemble cohérent (de l'observation sur le terrain au retour vers l'observateur des données structurées) permettant l'implication – indispensable à la réussite du projet – et la compréhension des phénomènes. Par exemple, les premières années, les données permettront des comparaisons interannuelles liées aux différences météorologiques d'une année sur l'autre, soit le lien entre les conditions météorologiques et l'apparition des événements phénologiques chez les espèces suivies. Ce type de comparaison peut permettre de projeter l'impact possible d'une hausse des températures de quelques degrés dans le siècle sur des décalages phénologiques possibles.

Cette base est associée à une démarche commune des acteurs de l'éducation à l'environnement et au développement durable (EEDD) du territoire, visant aussi à emmener les publics sur le terrain : l'observation est basée sur la connaissance de ce qui nous entoure. Le réseau des acteurs de l'EEDD est le lien entre les publics et la nature et possède les connaissances naturalistes et didactiques permettant l'implication des publics dans le projet.

Il s'agit, enfin, de développer une communauté d'actions, à partir de cet outil numérique, mais aussi par le biais de rencontres physiques, afin d'agir ensemble pour la protection de la nature.

- Connaissances

Les objectifs sont les suivants :

- Connaissance des optimums des espèces.
- Connaissance des dates de la sortie de diapause/hivernation/émergence/floraison, selon les espèces.
- Répartition spatiale des phénologies.

Pour répondre à ces objectifs, l'Observatoire des sentinelles a été créé.

8.2.2 Choix des espèces et protocoles associés

Les espèces choisies sont spécifiques à l'Observatoire et ne recoupent pas les espèces faisant l'objet de suivis protocolés. Ceci est dicté par la nécessité de travailler sur des espèces communes de faune et de flore, facilement observables et reconnaissables, réparties sur l'ensemble du territoire et sur différentes périodes de l'année pour la flore. Il s'agit en effet de travailler sur des espèces accessibles à des néophytes, et avec des protocoles simples. Pour ces espèces, le déclenchement de tel ou tel événement du cycle de vie est dépendant des conditions climatiques.

Au sein de l'Observatoire, il s'agit de suivre un (ou plusieurs) événement phénologique du cycle de vie de ces espèces. Pour ce faire, des protocoles simples d'observation sont proposés aux participants.

Pour toutes les espèces, les observations peuvent être associées à une station (référencement d'un lieu précis sur lequel l'observateur pourra effectuer une ou plusieurs observations, répétée dans le temps). Des observations ponctuelles sont également proposées de manière à mobiliser de nombreux observateurs et favoriser leur implication vers la définition de stations.

La simplicité des protocoles et les espèces de l'Observatoire permettent à toute personne motivée de participer. Aucune compétences naturalistes préalables ne sont nécessaires.

• La flore

Les espèces végétales forment des modèles particulièrement intéressants pour étudier les variations du cycle de développement en lien avec les changements climatiques. Du fait de l'absence de déplacements des individus, les différents événements du cycle de développement ou stades phénologiques sont intrinsèquement liés aux conditions stationnelles dans lesquelles ils vivent (température, humidité atmosphérique ou édaphique, pluviométrie, ensoleillement). Des suivis réguliers de la phénologie des espèces végétales au cours d'une année et entre différentes années permettent de corrélérer directement certains stades de développement avec des données environnementales abiotiques. Plusieurs travaux ont démontré des décalages de la phénologie en fonction des variations de conditions climatiques, soit le long de gradients (altitude, latitude, continentalité) soit au cours du temps (quelques décennies pour des tendances significatives) par rapport aux changements climatiques (FITTER *et al.*, 1995 ; MENZEL & FABIAN, 1999 ; POST & STENSETH, 1999 ; CHUINE *et al.*, 1999 ; LINKOSALO *et al.*, 2000 ; SPARKS *et al.*, 2000 ; MENZEL *et al.*, 2001 ; OGAYA & PEÑUELAS, 2004 ; GORDO & SANZ, 2005 ; MENZEL *et al.*, 2006 ; GORDO & SANZ, 2009 ; VITASSE, 2009 ; GORDO & SANZ, 2010 ; SPARKS *et al.*, 2011 ; ABRAITIENE *et al.*, 2013 ; BOLMGREN *et al.*, 2013 ; KOLAROVA *et al.*, 2014 ; SZABO *et al.*, 2016).

Les espèces sélectionnées présentent une phénologie dont les stades ciblés dépendent essentiellement des conditions climatiques et sont susceptibles d'être décalés sous l'action des changements climatiques (FITTER *et al.*, 1995 ; POST & STENSETH, 1999 ; CHUINE *et al.*, 1999 ; SPARKS *et al.*, 2000 ; OGAYA & PEÑUELAS, 2004 ; GORDO & SANZ, 2005 ; METCALFE, 2005 ; GORDO & SANZ, 2009 ; VITASSE, 2009 ; BRYNS & JACQUEMYN, 2009 ; GORDO & SANZ, 2010 ; SPARKS *et al.*, 2011 ; ABRAITIENE *et al.*, 2013 ; BOLMGREN *et al.*, 2013 ; KOLAROVA *et al.*, 2014 ; SZABO *et al.*, 2016). Aucune espèce dont les événements phénologiques dépendent principalement de la photopériode n'a donc été retenue. Il s'agit d'espèces facilement observables et reconnaissables, et largement réparties en région Nouvelle-Aquitaine. Ce choix s'est fait sur la base des différents atlas disponibles (Observatoire de la Biodiversité Végétale de

Nouvelle-Aquitaine, atlas en ligne : ofsa.fr ; siflore.fr), sur la compatibilité et la complémentarité avec d'autres programmes d'étude de la phénologie (Observatoire des saisons ; Phénoclim) et en tenant compte de la diversité des types biologiques et des périodes de développement.

Les espèces herbacées : le Lierre commun *Hedera helix*, la Callune *Calluna vulgaris*, le Muguet *Convallaria majalis*, la Ficaire *Ficaria verna*, la Primevère coucou *Primula veris*, la Cardamine des prés *Cardamine pratensis*

Le Lierre commun est une espèce à floraison et fructification automnale ; en effet l'apparition des premières fleurs semble reliée au niveau de précipitations estivales et à une température inférieure à 21°C (METCALFE, 2005). Les stades phénologiques de début et pleine floraison seraient donc retardés (SPARKS *et al.*, 2000 ; GORDO & SANZ, 2005) avec les changements climatiques, induisant des étés rallongés notamment à travers un mois de septembre plus chaud et plus sec (LE TREUT, 2013).

La Callune est une espèce à floraison estivale. (POST & STENSETH, 1999) ont montré que cet évènement phénologique serait retardé avec les changements climatiques.

Le Muguet est une espèce typiquement vernale visible entre avril et juin. Toutefois, sa phénologie semble influencée par la température et par la valeur de l'indice de l'oscillation nord-atlantique à l'automne précédent (SZABO *et al.*, 2016). Son développement végétatif semble lié à la température (SPARKS *et al.*, 2011) ainsi que sa floraison dont l'avancée significative est corrélée à l'augmentation de celle-ci (BOLMGREN *et al.*, 2013 ; SZABO *et al.*, 2016).

La Ficaire est une espèce précoce, de fin d'hiver. Son développement végétatif est avancé si la pluviosité hivernale est faible ; sa floraison apparaît quant à elle liée à la température et indépendante des précipitations (ABRAITIENE *et al.*, 2013). Les changements climatiques induiraient donc une avancée au moins des dates de floraison (SPARKS *et al.*, 2000 ; ABRAITIENE *et al.*, 2013).

Comme le Muguet, la primevère coucou est une espèce typiquement vernale dont les boutons floraux sont visibles en mars. Les premières fleurs s'épanouissent fin mars, début avril, avec un pic de floraison entre mi et fin avril (BRYNS & JACQUEMYN, 2009). Selon Sparks *et al.* (2011), une avancée significative des dates de début et fin de floraison est constatée en lien avec l'augmentation de la température (SPARKS *et al.*, 2011).

La Cardamine des prés se développe au tout début du printemps en lien avec la remontée des températures. Sa période de floraison est relativement courte et marquante car c'est la première à colorer les prairies humides ; cela en fait un modèle d'étude du décalage de la phénologie pertinent. Il s'agit par ailleurs d'une plante hôte de l'Aurore (*Anthocharis cardamines*), également suivi par l'Observatoire Sentinelles, et pour lesquels une désynchronisation des cycles de développement pourra être observé (NAVARRO-CANO *et al.*, 2015).

Le protocole proposé :

Pour les 6 espèces présentées ci-dessus, principalement herbacées hormis le Lierre commun, les stades de développement à observer concernent uniquement la floraison (Fig. 270), il s'agit :

- du début de la floraison : seules quelques fleurs sont épanouies, c'est-à-dire plus de boutons floraux que de fleurs ouvertes,
- de la pleine floraison : plus de la moitié (> 50 %) des fleurs sont épanouies et sans fruits.

L'observateur peut noter ces deux stades sur une ou plusieurs stations qu'il aura définies, d'année et année, mais aussi au gré de ses déplacements. Il peut choisir d'observer une ou plusieurs

inflorescences par individu. L'observation d'un minimum de 3 individus est conseillée pour une meilleure estimation du stade de développement.

L'observateur est guidé par la définition d'un pas de temps pendant lequel il lui est proposé d'observer les événements phénologiques suivis.

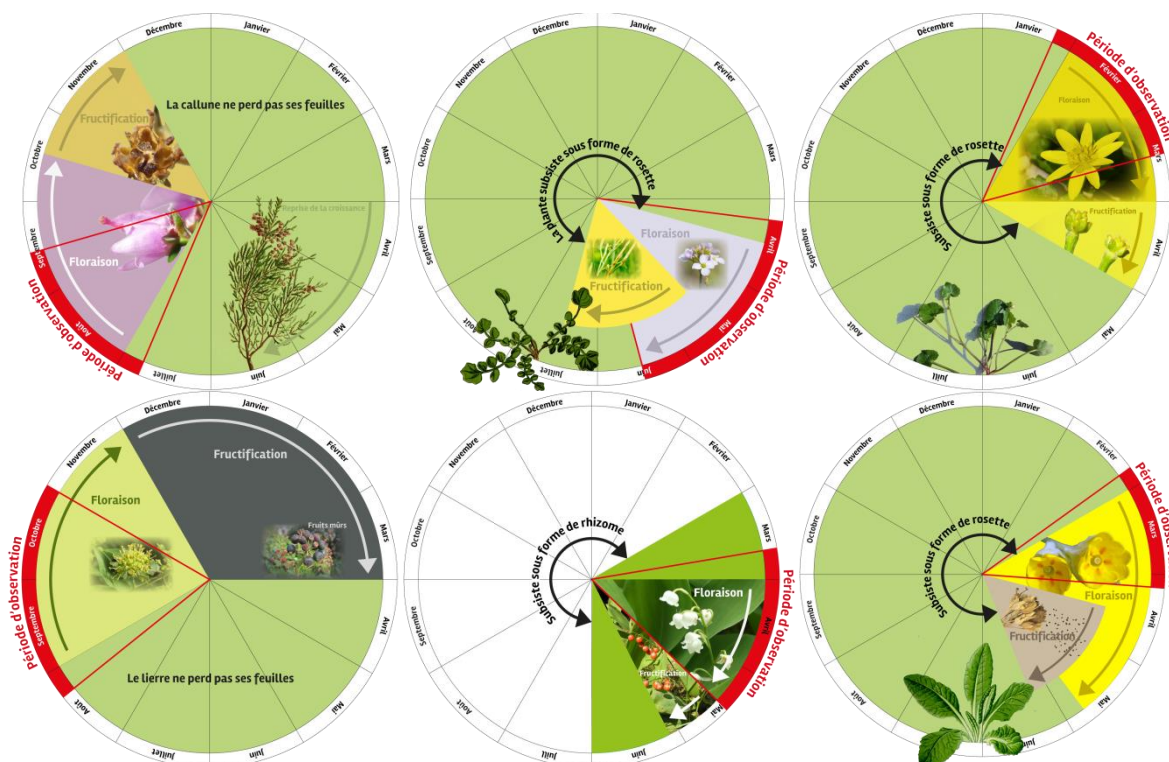


Fig. 270. Schémas explicitant les étapes du cycle phénologique des espèces herbacées de l'Observatoire et la période d'observation dans le cadre de l'Observatoire

Le Platane commun *Platanus x hispanica*

Il s'agit d'un modèle d'espèce bien adapté à la corrélation entre les dates d'évènements phénologiques, floraison notamment, et les variables climatiques (CHUINE *et al.*, 1999). De plus, il existe peu d'adaptations locales, cela étant dû à l'individualisation récente de l'espèce, d'origine hybride (VIGOUROUX *et al.*, 1997). Gordon et Sanz (2005) ont également montré que la feuillaison et la floraison sont des évènements liés à la température (GORDO & SANZ, 2005).

Protocole proposé :

On cherche à observer les stades suivants (Fig. 271) :

- le début de feuillaison : environ 10 % des bourgeons sont écloés et les premières feuilles sont visibles et bien formées,
- le milieu de la feuillaison : environ la moitié (50 %) des feuilles sont bien formées,
- le début de la floraison : seules quelques fleurs sont épanouies. Il y a plus de boutons floraux que de fleurs ouvertes,
- la pleine floraison : plus de la moitié (> 50 %) des fleurs sont épanouies et il n'y a pas de fruits.
- le début de la sénescence : environ 10 % des feuilles jaunissent,
- le milieu de la sénescence : environ 50 % des feuilles jaunissent (autant de feuilles vertes que de feuilles jaunes).

Pour cette espèce, le stade de la fructification n'est pas à observer.

Il est demandé à l'observateur de noter ces stades sur station, d'année en année, mais aussi au gré de leurs déplacements. Ils peuvent choisir une station (ou un lieu d'observation) avec au minimum 1 arbre.

L'observateur est guidé par la définition d'un pas de temps pendant lequel il lui est proposé d'observer les événements phénologiques suivis.

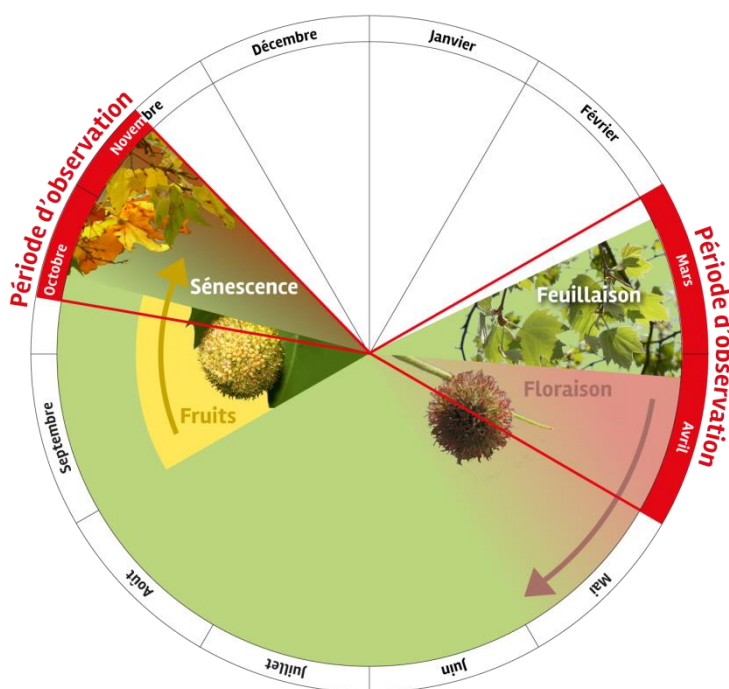


Fig. 271. Schémas explicitant les étapes du cycle phénologique du Platane commun et les périodes d'observation dans le cadre de l'Observatoire

Le chêne pédonculé *Quercus robur*

La phénologie du Chêne pédonculé montre une corrélation significative entre certains événements et l'augmentation de la température. La feuillaison et la maturation des fruits sont plus précoces ; tandis que la coloration et la chute des feuilles deviennent plus tardives (KOLAROVA *et al.*, 2014).

Protocole proposé :

On cherche à observer les stades suivants (Fig. 272) :

- le début de feuillaison : environ 10 % des bourgeons sont éclo et les premières feuilles sont visibles et bien formées,
- le milieu de la feuillaison : environ la moitié (50 %) des feuilles sont bien formées,
- le début de la floraison : seules quelques fleurs sont épanouies. Il y a beaucoup plus de boutons floraux que de fleurs ouvertes,
- la pleine floraison : plus de la moitié (> 50 %) des fleurs sont épanouies et il n'y a pas de fruits,
- la pleine fructification : environ 50 % des fruits sont mûrs (bruns),
- le début de la sénescence : environ 10 % des feuilles jaunissent,
- le milieu de la sénescence : environ 50 % des feuilles jaunissent (autant de feuilles vertes que de feuilles jaunes).

Il est demandé à l'observateur de noter ces stades sur station, d'année en année, mais aussi au gré de leurs déplacements. Ils peuvent choisir une station (ou un lieu d'observation) avec au minimum 1 arbre.

L'observateur est guidé par la définition d'un pas de temps pendant lequel il lui est proposé d'observer les événements phénologiques suivis.

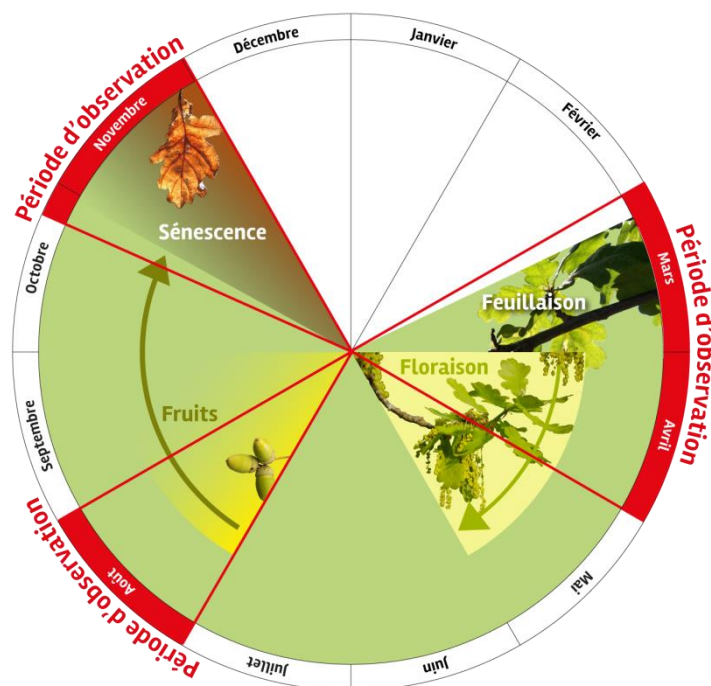


Fig. 272. Schémas explicitant les étapes du cycle phénologique du Chêne pédonculé et les périodes d'observation dans le cadre de l'Observatoire

Le Prunellier *Prunus spinosa* et le Noisetier *Corylus avellana*

Le Prunellier sert de modèle dans de nombreux travaux portant sur les liens entre la phénologie et les changements climatiques (FITTER *et al.*, 1995 ; GORDO & SANZ, 2009 ; GORDO & SANZ, 2010 ; KOLAROVA *et al.*, 2014). Les stades de floraison, de feuillaison et de maturité des fruits présenteraient notamment des avancées significatives.

Le Noisetier est un modèle très souvent utilisé en Europe pour étudier les liens entre la phénologie et les changements climatiques. Il présente l'avantage d'avoir un cycle de développement très étalé avec des événements phénologiques bien distincts (floraison en hiver, feuillaison au printemps, maturation des fruits en fin d'été, coloration et chute des feuilles en automne). Plusieurs travaux (CHUINE *et al.*, 1999 ; SPARKS *et al.*, 2000 ; SPARKS *et al.*, 2011) ont mis en évidence une avancée significative des dates de débourrement et de floraison liée à l'augmentation de la température. En revanche, la coloration des feuilles ne semble pas liée à la température (SPARKS *et al.*, 2011).

Protocole proposé :

On cherche à observer les stades suivants (Fig. 273):

- le début de la floraison : seules quelques fleurs sont épanouies. Il y a beaucoup plus de boutons floraux que de fleurs ouvertes,
- la pleine floraison : plus de la moitié (> 50 %) des fleurs sont épanouies et il n'y a pas de fruits,

- le début de feuillaison : environ 10 % des bourgeons sont éclos et les premières feuilles sont visibles et bien formées,
- le milieu de la feuillaison : environ la moitié (50 %) des feuilles sont bien formées,
- la pleine fructification : environ 50 % des fruits sont mûrs (noirs),
- le début de la sénescence : environ 10 % des feuilles jaunissent,
- le milieu de la sénescence : environ 50 % des feuilles jaunissent (autant de feuilles vertes que de feuilles jaunes).

Il est demandé à l'observateur de noter ces stades sur station, d'année et année, mais aussi au gré de leurs déplacements. Ils peuvent choisir une station (ou un lieu d'observation) avec au minimum 1 arbuste.

L'observateur est guidé par la définition d'un pas de temps pendant lequel il lui est proposé d'observer les événements phénologiques suivis.

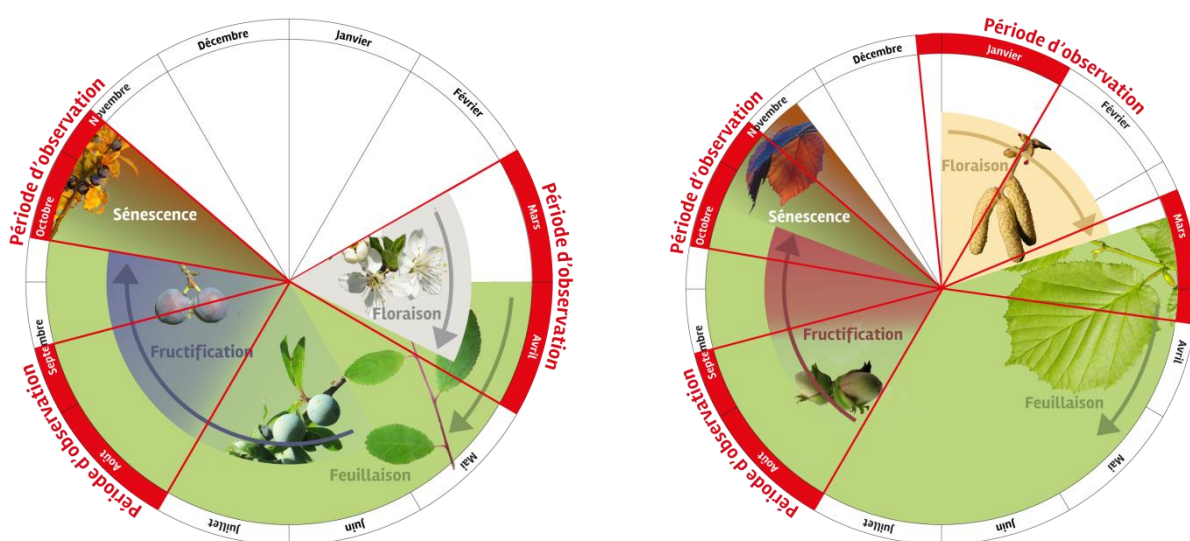


Fig. 273. Schémas explicitant les étapes du cycle phénologique des espèces arbustives de l'Observatoire et les périodes d'observation dans le cadre de l'Observatoire

• La faune

Des espèces facilement observables, reconnaissables et largement réparties ont été sélectionnées. Ce choix s'est fait sur la base des différents atlas régionaux produits ou des données de répartition disponibles (GROUPE MAMMALOGIQUE ET HERPETOLOGIQUE DU LIMOUSIN, 1998 ; POITOU-CHARENTES NATURE, 2002 ; SEPOL (SOCIETE POUR L'ETUDE DE LA PROTECTION DES OISEAUX EN LIMOUSIN), 2013 ; BERRONEAU, 2014b ; JOURDE *et al.*, 2015 ; RUYS & COUZI, 2015 ; THEILLOUT & COLLECTIF FAUNE-AQUITAINE.ORG, 2015). Ces espèces présentent, de plus, une phénologie dont les événements dépendent des conditions climatiques extérieures.

Le Gendarme *Pyrhocoris apterus*

L'entrée en diapause est liée à la photopériode et, en second lieu, à la température. Pendant la diapause, la sensibilité à la photopériode diminue (HODKOVA & HODEK, 1997), la sortie de diapause devenant liée à la température extérieure.

Protocole proposé :

Période d'observation : début février à fin mars (Fig. 274).

L'observation a lieu quand les températures deviennent plus clémentes et que le temps est ensoleillé au mois de février et début mars. Il est intéressant de noter le(s) 1er(s) individu(s) observé(s) et de continuer à observer sur toute la période. Ceci permettra de voir les pics de sortie de diapause. A cette saison, les gendarmes sont souvent regroupés dans les zones ensoleillées, en particulier près de leurs plantes préférées (tilleul, plantes de la famille des mauves).

L'observateur est guidé par la définition d'un pas de temps pendant lequel il lui est proposé d'observer les événements phénologiques suivis.

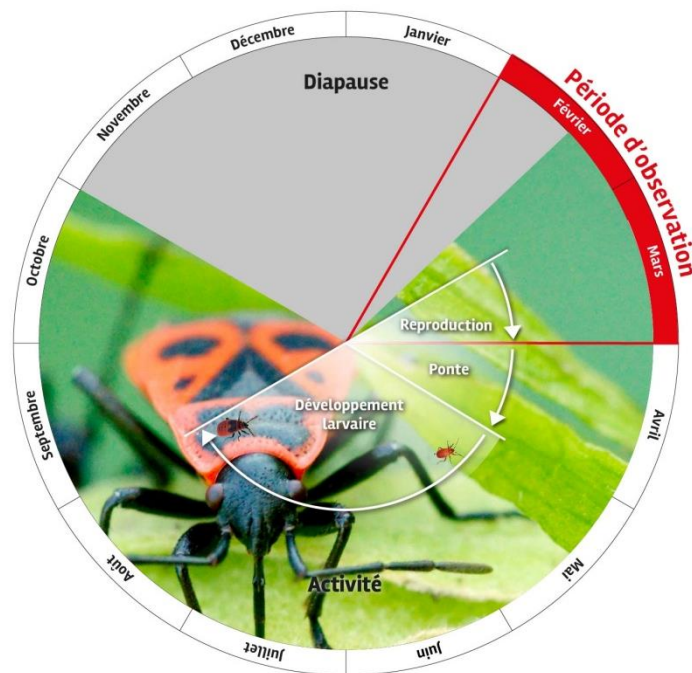


Fig. 274. Schémas explicitant les étapes du cycle phénologique du Gendarme et la période d'observation dans le cadre de l'Observatoire

L'Aurore *Anthocharis cardamines*

Le temps de développement de la larve et sa métamorphose après la diapause sont liés à la durée de l'hiver et à la température printanière après la sortie de diapause (STÅLHANDSKE, 2016). Le cycle de vie de cette espèce monovoltine et spécialiste semble aussi lié à la phénologie de sa plante hôte, la Cardamine des prés *Cardamines pratensis* (POSLEDOVICH *et al.*, 2014).

Protocole proposé :

Période d'observation : entre mi-février et fin mars (Fig. 275).

Pendant cette période, et surtout au début, il est intéressant de noter le(s) 1er(s) individu(s) observé(s) et de continuer à observer cette espèce sur toute la période : ceci permettra de voir les pics de sortie de diapause.

L'observateur est guidé par la définition d'un pas de temps pendant lequel il lui est proposé d'observer les événements phénologiques suivis.

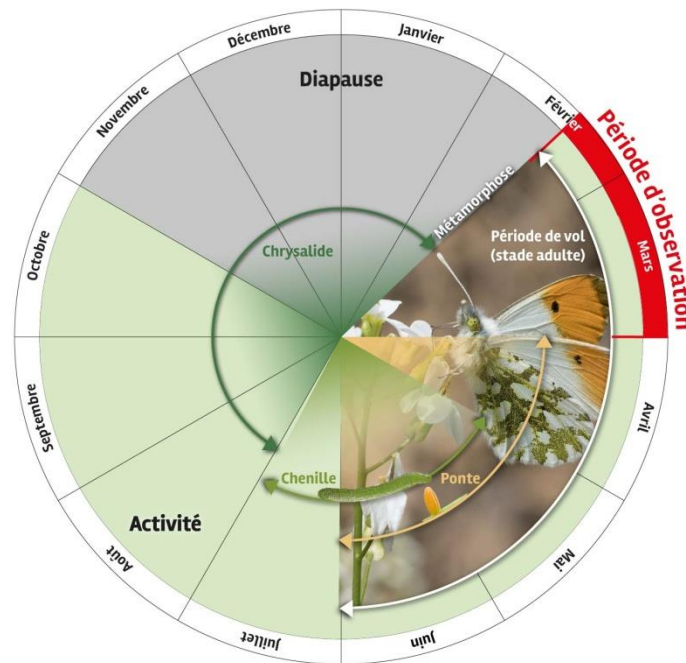


Fig. 275. Schémas explicitant les étapes du cycle phénologique de l'Aurore et la période d'observation dans le cadre de l'Observatoire

Le Paon du jour *Aglais io*

Comme chez les autres insectes, la diapause de l'Aurore dépend de la photopériode, mais les adaptations locales des populations montrent que la sortie de diapause est étroitement liée aux conditions climatiques locales (PULLIN, 1986).

Protocole proposé :

Période d'observation : début février à fin mars (Fig. 276).

Pendant cette période, et surtout au début, il est intéressant de noter le(s) 1er(s) individu(s) observé(s). L'observation peut se poursuivre sur toute la période : ceci permettra de voir les pics de sortie de diapause.

Les mâles sont très territoriaux : à la sortie de diapause, vous pourrez les observer posés au sol, ailes ouvertes, le long des lisières, dans les friches et les pentes bien ensoleillées.

L'observateur est guidé par la définition d'un pas de temps pendant lequel il lui est proposé d'observer les événements phénologiques suivis.

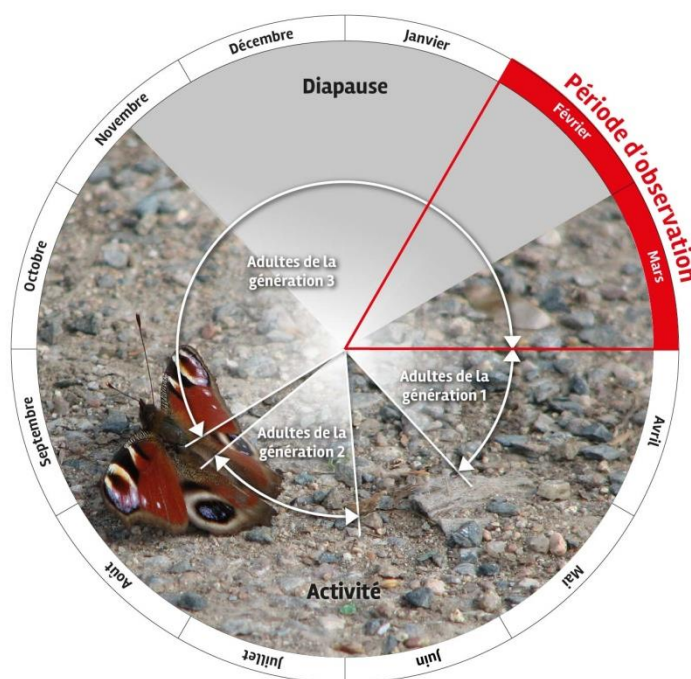


Fig. 276. Schémas explicitant les étapes du cycle phénologique du Paon du jour et la période d'observation dans le cadre de l'Observatoire

Le Lézard des murailles *Podarcis muralis* et le Crapaud commun *Bufo bufo*

Hendle *et al.* (2008) ont établi un des effets du changement climatique sur les reptiles et les amphibiens. L'hibernation est un processus endogène dont les rythmes ne sont pas fixes car ils peuvent être modifiés par les facteurs environnementaux. Presque toutes les espèces de reptiles et d'amphibiens européennes ont des réponses aux températures lors de l'hibernation. Par ailleurs, les hivers doux peuvent provoquer l'épuisement des réserves énergétiques (HENDLE *et al.*, 2008).

Protocole proposé pour le lézard des murailles :

Il s'agit de signaler les observations hivernales, durant les mois de novembre, décembre, janvier et février. Les murs et murets, les pierres sont propices à l'observation possible de lézard se réchauffant au soleil en hiver.

Protocole proposé pour le crapaud commun:

Période d'observation : début janvier à mi-mars (Fig. 277)

Pendant cette période, et surtout au début, il est intéressant de noter le(s) 1er(s) individu(s) observé(s) près des points d'eau et sur les routes, soit là où l'observation est facilitée par le comportement de l'espèce à la sortie de l'hibernation, et de continuer à observer sur toute la période : ceci permettra de voir les pics de sortie d'hibernation.

L'observateur est guidé par la définition d'un pas de temps pendant lequel il lui est proposé d'observer les événements phénologiques suivis.

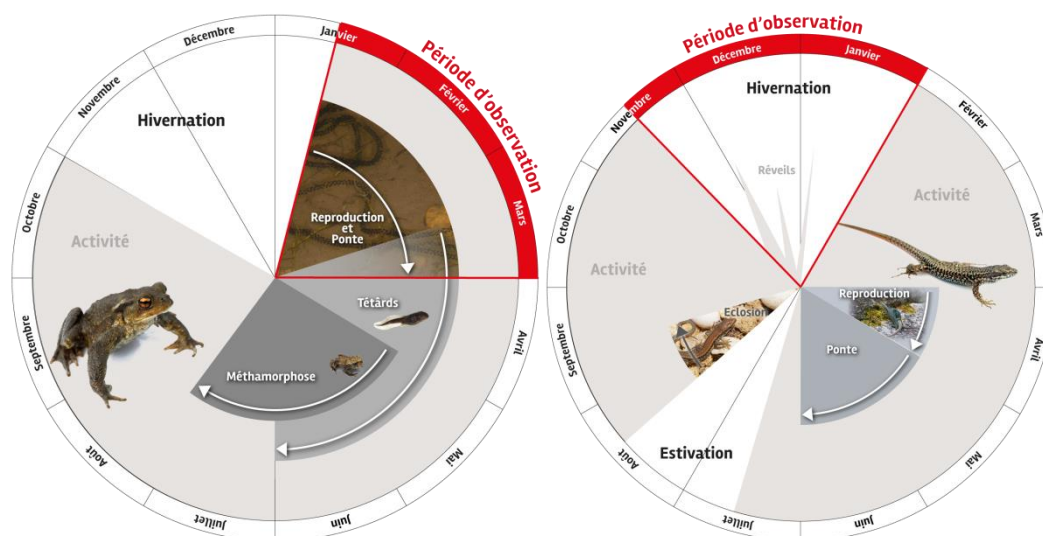


Fig. 277. Schémas explicatifs des étapes du cycle phénologique de l'herpétofaune de l'Observatoire et la période d'observation dans le cadre de l'Observatoire

Le Coucou gris *Cuculus canorus* et le Martinet noir *Apus apus*

Ces deux oiseaux sont des espèces migratrices. Les auteurs observent des modifications globales des dates d'arrivée printanières des migrateurs se reproduisant dans l'hémisphère nord en lien avec le changement climatique (SOKOLOV, 2006 ; JONZEN *et al.*, 2006 ; THORUP *et al.*, 2007 ; FILIPPI-CODACCIONI *et al.*, 2010). Les facteurs déclencheurs de la migration sont internes et environnementaux. BERTHOLD (2003) émet l'hypothèse suivante : quand les conditions environnementales varient rapidement, les comportements migratoires s'adaptent avec une vitesse microévolutive adaptée. L'augmentation des températures printanières en régions tempérées, impactant la phénologie des insectes et des plantes sources de nourriture des oiseaux, entraîne l'avancée de la saison de reproduction des oiseaux, dont les migrateurs (JENNI & KERY, 2003).

Protocole proposé pour le Coucou gris :

Période d'écoute : mi-février à fin mars selon les secteurs géographiques (Fig. 278).

Il s'agit de noter le premier chant de coucou entendu, sur station et ailleurs. Les dates de début peuvent être décalées selon les lieux d'observation : dernière semaine de février en Aquitaine et en Charente-Maritime / deuxième semaine de mars dans les autres secteurs de la Nouvelle-Aquitaine.

Protocole proposé pour le Martinet noir :

Période d'observation : fin mars à fin-avril selon les secteurs géographiques (Fig. 278).

Il s'agit de noter le(s) 1er(s) martinet(s) observé(s) en vol, sur station ou ailleurs. Les dates de début peuvent être décalées selon les lieux : dernière semaine de mars pour l'Aquitaine et la Charente-Maritime / début avril pour le reste de la région.

L'observateur est guidé par la définition d'un pas de temps pendant lequel il lui est proposé d'observer les événements phénologiques suivis.

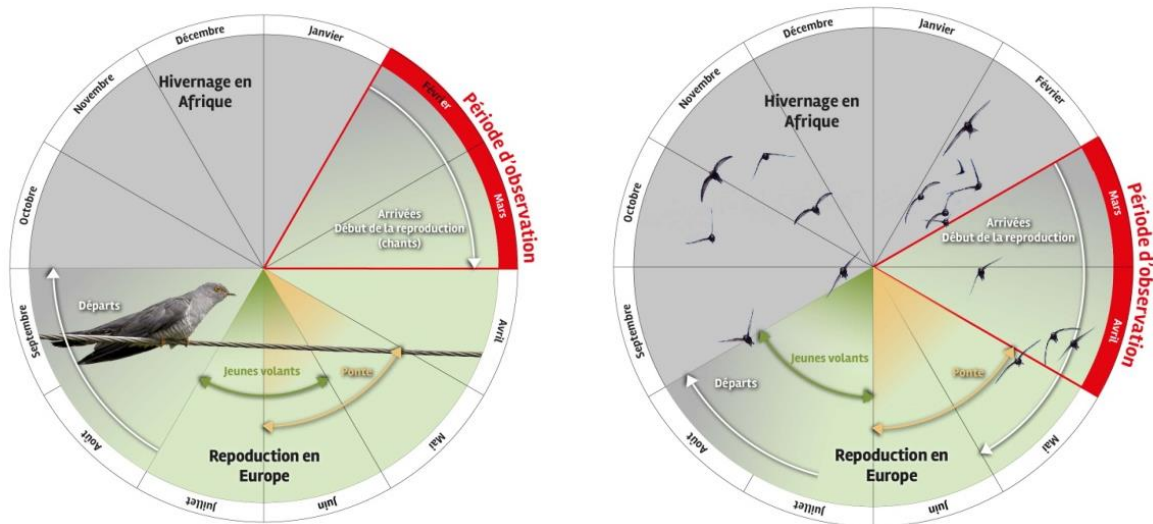


Fig. 278. Schémas explicatifs des étapes du cycle phénologique des oiseaux de l'Observatoire et la période d'observation dans le cadre de l'Observatoire

Le Hérisson *Erinaceus europaeus*

D'après Arthur (2015), la sortie d'hibernation du hérisson est provoquée par son propre rythme endocrinien, modulé par la température extérieure (ARTHUR, 2015). Elle peut donc être décalée dans le temps en fonction des conditions météorologiques.

Protocole proposé :

Période d'observation : fin février à fin avril (Fig. 279).

Il s'agit d'observer les individus vivants (la nuit, sur station) ou les cadavres frais, sur les bords de routes par exemple (tout moment de la journée, hors station). La première observation sera notée. Les observations peuvent se poursuivre sur toute la période : ceci permettra de voir les pics de sortie d'hibernation jusqu'à fin avril.

L'observateur est guidé par la définition d'un pas de temps pendant lequel il lui est proposé d'observer les événements phénologiques suivis.

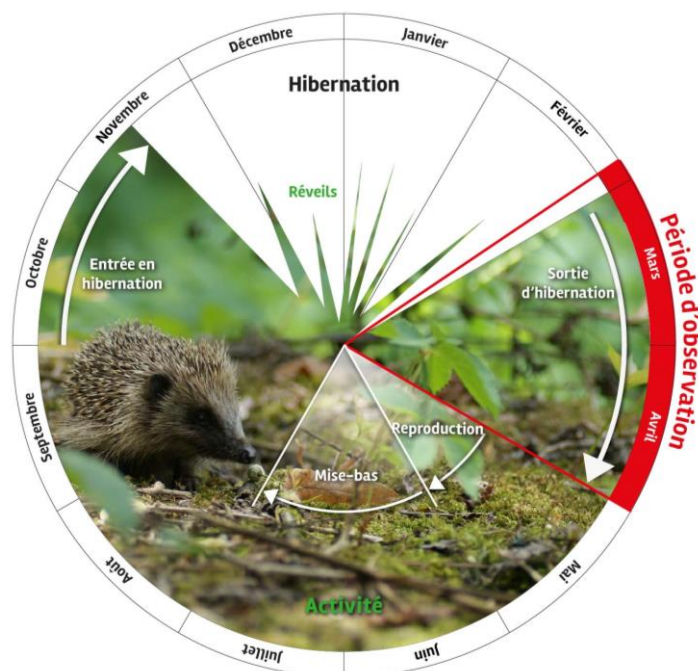


Fig. 279. Schémas explicitant les étapes du cycle phénologique du Hérisson et la période d'observation dans le cadre de l'Observatoire



8.2.3 Description de l'outil internet

La saisie des données d'observation se déroule via une plateforme internet. Elle contient les éléments nécessaires à la bonne conduite des protocoles.

Structuration de l'outil :

- Une présentation de chaque espèce de l'Observatoire : description de l'espèce, de ses habitats, de son cycle de vie et du protocole,
- Une interface de saisie de ses données, nécessitant une inscription préalable,
- Une partie résultats, qui présentera les données structurées. Elle est visible par tout le monde. Elle sera mise en place courant 2018. La définition des éléments de restitution pertinents, de dynamique de réseau et de territoire associée est réalisée en collaboration avec le réseau EEDD de la Nouvelle-Aquitaine.
- Des actualités, notamment l'intégration d'un système d'alerte. Dès que la première donnée pour une espèce est saisie, l'alerte se crée pour informer les participants que l'espèce en question nécessite une observation de terrain (complété par un mailing).
- La description du projet Observatoire : les objectifs, les participants et la charte déontologique associée au recueil de données.

Il sera aussi possible de télécharger ses propres données. Les enseignants pourront demander aux administrateurs des jeux de données brutes (sous réserve de l'accord des pourvoyeurs de données) pour les utiliser en classe avec leurs élèves. Il leur sera demandé de rendre compte sur la plateforme des résultats de leurs analyses, dans l'idée de permettre l'échange et de valoriser ces travaux scientifiques. Dans le même esprit, des échanges entre utilisateurs peuvent être envisagés.

8.3 Discussion

8.3.1 Un outil à destination du réseau d'éducation à l'environnement

Ce projet de sciences citoyennes est mis en place en partenariat avec GRAINE Aquitaine et le réseau d'éducation à l'environnement et au développement durable de la Nouvelle-Aquitaine. Un groupe de travail constitué de GRAINE Aquitaine, Cistude Nature, GMHL, SEVE Limousin, Charentes Nature et Poitou-Charentes Nature, étudie les éléments de restitution à mettre en place à partir des données récoltées. Il sera aussi le relai de la diffusion de l'outil, de la formation et des actions de mobilisation prévues par le groupe de travail. Cette phase de travail commun a débuté suite à la mise en ligne du portail. Elle se concrétisera en 2018.

Cet outil est disponible pour les acteurs de l'EEDD. Il participe à leurs actions en faveur de la sensibilisation à la lutte contre le changement climatique. Il ne s'agit pas d'imposer une méthode pédagogique au réseau, mais plutôt de leur proposer de l'intégrer dans leurs propres actions, quelque soient les publics concernés. Il peut par ailleurs devenir un outil d'animation à l'échelle de son territoire pour les structures d'EEDD.

Dans l'idée d'une construction collaborative et active, des échanges d'expérience entre les utilisateurs de l'outil seront programmés. Ces derniers seront partie prenante de l'amélioration de l'outil.



8.3.2 Un outil à disposition des enseignants

Les sciences participatives constituent une réelle opportunité pour les élèves. Elles sont une forme originale d'apprentissage de la démarche scientifique, une ouverture aux métiers, un engagement dans un projet concret et fédérateur (HOULLER, 2016).

C'est dans ce sens que ce projet de sciences citoyennes est proposé aux classes.

Un projet d'établissement est lancé avec un lycée de Libourne, en préfiguration pour l'année scolaire 2017-2018. L'évaluation de ce projet sera effectuée à la fin de l'année scolaire. Il pourra alors servir de base aux propositions du réseau EEDD de la Nouvelle-Aquitaine vers les scolaires.

Il s'agit d'un projet tutoré par Cistude Nature, sur l'année, une fois par semaine, pour tous les élèves volontaires et intéressés par les questions environnementales.

Un jardin des sentinelles sera créé dans la cours de l'école, afin de planter, d'observer et d'étudier la phénologie de quelques espèces de l'Observatoire sur plusieurs années. Une station météorologique, l'humidité de l'air, pluviométrie, la vitesse du vent et la pression atmosphérique va également être mise en place. Des données concernant la pluviométrie, la température seront régulièrement relevées et traitées en mathématique avec les élèves.

En parallèle, 5 classes de 2nd du lycée, vont bénéficier de 3 demi-journées de sorties sur le terrain (dans le cadre de leur cours de SVT), afin d'inventorier la faune et la flore présentes dans 3 milieux différents (zone humide -prairie hygrophile, forêt, prairie mésophile), en automne, en hiver et au printemps. Un des objectifs est que les élèves se rendent compte de la complexité d'un écosystème et qu'ils découvrent leur environnement proche. Les données collectées seront comparées à la phénologie de quelques espèces, ces dernières années, sur le site de l'Observatoire Aquitain de la Faune Sauvage, afin d'en tirer des hypothèses. Au mois de juin, une exposition au sein du lycée clôturera le travail effectué sur l'année. Une présentation des résultats sera peut-être également proposée par des étudiants.

Ce projet pourra être poursuivi sur plusieurs années avec les différents niveaux du lycée.

En parallèle, un autre projet de sciences participatives dans le cadre du programme, est également en train d'être mis en place avec des élèves d'une école primaire du Haillan. Une classe de CM2 a créé un jardin en lasagne au sein de leur établissement, afin de pouvoir y planter des espèces sentinelles et de commencer un travail d'observation et d'analyse. Les élèves vont effectuer un travail de recherche sur les espèces faunistiques et floristiques sélectionnées dans le cadre des sciences participatives, et créer leur propres fiches d'identification. L'objectif est qu'ils s'approprient les critères d'identification, afin de faciliter leur observation sur le terrain.

En fin d'année, le fruit de leur travail sera présenté et mis en valeur au sein de la médiathèque du Haillan. Il est convenu avec l'enseignante que ce projet perdure dans le temps et soit reconduit l'année d'après avec de nouveaux élèves.

8.3.3 Conclusion

L'objectif des sciences citoyennes pour la sensibilisation des publics, est donc double :

- Faire participer le public à la construction du savoir scientifique et leur permettre de se l'approprier par la formation et la restitution des résultats issus de leurs données. La restitution, pour être au plus près des attentes du réseau et des publics, est co-construite et évolutive.
- Sensibiliser les publics en les impliquant dans l'observation naturaliste de phénomènes biologiques afin qu'ils prennent conscience par eux-mêmes des impacts de nos modes de vie sur la biodiversité.

Cette prise de conscience est indispensable pour permettre l'évolution des comportements de chacun mais aussi des décisions politiques pour intégrer la biodiversité comme partie prenante des impacts du changement climatique et de la nécessité d'agir contre le changement climatique, de faire évoluer nos actes et nos choix.

En cela, la sensibilisation est au cœur de la démarche de recherche mise en place dans ce programme.

L'autre intérêt des sciences participatives est la nécessité de travailler en réseau. Cistude Nature et le Conservatoire Botanique Sud-Atlantique, initiateurs du projet, ont mobilisé le réseau d'EEDD de la région Nouvelle-Aquitaine comme passeurs, formateurs et pourvoyeurs de données. Ces structures sont déjà impliquées dans la sensibilisation aux questions du changement climatiques. Le projet de sciences participatives devient pour elles un outil supplémentaire pour travailler avec les publics sur ce sujet. Chacun peut l'intégrer dans ces propres actions et le faire partager.

Les sciences participatives peuvent ainsi créer une communauté d'action à même d'agir pour influencer sur les politiques publiques.

9. Conclusion générale

Auteur : Fanny Mallard

Pour étudier les effets du changement climatique sur la biodiversité à l'échelle régionale, la collecte sur le terrain des informations nécessite de nombreuses observations afin d'obtenir des résultats significatifs.

Les observatoires régionaux sont des outils permettant d'accéder à une masse d'observations naturalistes validées et réparties sur l'ensemble du territoire. Cependant, ces données permettent d'accéder uniquement à la donnée présence. Les données sont issues d'observation naturalistes protocolées et non protocolées. A cette échelle les données Météo-France sont utilisées. Les données d'abondances d'individus renferment une richesse d'analyse importante. La combinaison de ce type de données complémentaires avec celles des données de présence des espèces enrichit et valide les modèles. Ces données nécessitent dans tous les cas des suivis protocolés et naturels des populations sur le terrain. Les suivis des espèces sentinelles sont complétés par des suivis ponctuels de la température et de l'humidité sur chaque site par l'intermédiaire de stations météorologiques.

Ce rapport présente les protocoles scientifiques de suivis climatiques, de la flore et de la faune permettant d'étudier la réponse de la biodiversité aux pressions du changement climatique. Ces protocoles ont été présentés au conseil scientifique du programme constitué de chercheurs spécialistes de différentes disciplines en écologie et en climatologie. Ce conseil scientifique a permis des échanges sur l'examen des matériels, des méthodes et les premiers résultats exploratoires. Les éléments principaux des parties du rapport pour chaque indicateur biologique incluant les remarques des membres du conseil scientifique sont présentées ci-dessous.

• Indicateurs météorologiques

La question scientifique posée est la suivante : comment analyser le lien entre les mesures de température et d'humidité et les suivis locaux de la biodiversité dans le cadre du changement climatique ?

Les hypothèses de travail sont :

- Le profil de la journée thermique agit sur la réponse de la biodiversité.
- Le profil du cumul annuel des degrés-jours est l'énergie du développement des espèces.
- Les réponses climatiques sont spécifiques dans les milieux catégorisés secs et frais agissant sur la réponse des éléments biologiques de ces milieux.

Les objectifs pratiques sont :

- Création d'un réseau de stations météorologiques des sites d'étude pour leur suivi météorologique.
- Etablir un lien entre la pression du changement climatique et les suivis de biodiversité, encadrer ce lien pour son extrapolation.
- Suivre l'évolution de l'état de deux types de milieux dans le temps et dans l'espace.



Les stations météorologiques sont des enregistreurs de température/hygrométrie en interne et/ou externe avec interface USB optique HOBO datalogger U23 Pro V2 Temp/Rh. 211 stations météorologiques ont été calibrées pour mesurer la température et l'humidité de l'air toutes les heures toute l'année. Un protocole précis a été établi pour mesurer les conditions des suivis biologiques à l'échelle du site. Les stations sont disposées 1 m 10–30 du sol, orientées au sud et situées près des points d'échantillonnage et représentatives des conditions du suivi faune (milieu ouvert, lisière, etc.). 143 sites sont déjà équipés dont 15 stations disposées le long du littoral. Ce réseau de stations météorologiques sera complété en 2018 afin d'équiper tous les sites sentinelle.

Une organisation de gestion et d'entretien des stations météorologiques a été mise en place à l'aide de tutoriels transmis à chaque chargé de suivis (Tutoriel 1 montage et pose de station météorologique, Tutoriel 2 chargement des données de la station, Tutoriel 3 utilisation du logiciel Hoboware et envoi des données, Tutoriel 4 changement des piles station et navette). 380 fichiers seront transmis par an à Fanny Mallard, coordinatrice du programme.

Une proposition de plan d'analyse a été présentée. Les étapes de la démarche d'analyse sont résumées ci-dessous :

- Etape 1 : La base de données est constituée de données température et humidité de l'air enregistrées toutes les heures toute l'année soit 17520 (24h x 365 x 2 mesures de température et humidité) données, soit au total, sur la durée du programme, 105120 données (17520 x 6 ans) par station météorologique. Sur l'ensemble du réseau de stations météorologiques, la base de données comprendra plus de 20 millions de données météorologiques.

- Etape 2 : Il s'agit d'analyser le mécanisme climatique qui va agir sur la biodiversité. La journée thermique vue par la biodiversité est en lien avec le flux thermique reçu par la terre et varie selon les saisons et les journées.

- Etape 3 : L'analyse mécanistique est réalisée sur le profil de température.

Etape 3a : Le profil de température montre une asymétrie début/fin de journée. Le profil peut être résumé avec 3 groupes de paramètres Tmin1 ou Tr1 température minimale et de début de journée, Tz ou Tmax température maximale et au zénith, et Tmin2 ou Tr2 la température minimale de fin de journée et au coucher du soleil.

Etape 3b : Ce profil est ensuite normalisé statistiquement entre 0 et 1 pour ajuster les valeurs suivant une fonction de transformation afin de les rendre comparables.

Etape 3c : La fonction de lissage utilisée est de type Weibull.

- Etape 4 : Les analyses statistiques sont ensuite réalisées sur les paramètres des courbes de profils lissées pour comparer 1) les variations climatiques entre les sites selon les variables latitude, longitude, altitude, type de milieu sec ou humide, 2) relier ces paramètres aux données de suivis des indicateurs biologiques les espèces sentinelles du climat.

Les années 2016 et 2017 ont permis la mise en place du réseau des stations météorologiques. Le réseau est important et demande une gestion et un entretien organisé. Le maintien du matériel en milieu montagnard reste difficile sur certains sites : 6 stations dégradées en 2016, 1 brûlée, 5 en réparation.

• Suivis de végétation des habitats

Les axes de l'évaluation et du suivi des conséquences des changements climatiques sur la biodiversité végétale sont les suivants : 1) approche chorologique (répartition géographique des espèces végétales), 2) approche phénologique (phases de développement des espèces végétales), 3) approche phytocœnotique /écologique (écologie des communautés végétales). Les communautés végétales potentiellement sensibles au changement climatique sont les suivantes : dunes littorales, pelouses sèches calcicoles, landes humides, tourbières, lagunes, étangs arrière-littoraux, hêtraie de plaine, pelouses montagnardes. Ces communautés présentent une sensibilité potentielle aux changements climatiques en Nouvelle-Aquitaine : communautés hébergeant des espèces d'affinités boréo-montagnardes en limite d'aire sud-occidentale et en potentielle régression, des communautés xéro-thermophiles hébergeant des espèces d'affinités méditerranéennes en limite d'aire nord-occidentale et en potentielle extension et des communautés amphibies et aquatiques d'eaux peu profondes liées aux temps d'immersion et en potentielle régression.

Les sites de suivis ont été sélectionnés selon des critères permettant de limiter d'autres facteurs interférant avec le changement climatique. Les principaux critères sont les suivants : représentativité du territoire ; faible degré de fermeture ; limitation des impacts anthropiques ; gestion écologique constante du site dans l'espace et le temps ; maîtrise foncière.

Cette année a permis la mise en place et le test des protocoles pour les milieux pelouses calcicoles (18 sites), landes humides (9), tourbières (7), lagunes (2), hêtraies de plaine (2) et les pelouses montagnardes acidiphiles du Limousin (1). Les premiers résultats sont un état de référence sur la flore et les végétations de chaque site. Les sites d'ex-Aquitaine seront complétés par les sites en ex-Limousin et en Poitou-Charentes et également par l'intégration de sites de suivis déjà existants en Nouvelle-Aquitaine. Les protocoles s'appuient sur les protocoles d'habitat d'intérêt communautaire (quadrat paysager de 25x25 m, quadrats de fréquence de 1 à 7 m divisés en quadrats élémentaires) et sur le suivi RENECOFOR pour les hêtraies (Placette 60x60 m, bandes 2x50 m, points-contacts tous les 25 cm). Les suivis flore sont réalisés une fois par an par site en 2017 et reconduits sur 3 à 6 ans selon les communautés.

En milieu montagnard, les pelouses acidiphiles montagnardes sont choisies comme indicateur biologique au changement climatique correspondant au syntaxon *Galio saxatilis-Festucion filiformis* B.Foucault 1994. Ce sont des pelouses vivaces des sols acidiphiles et oligotrophes. La diversité floristique est d'environ 20 espèces par relevé. Cette végétation abrite plusieurs espèces boréo-alpines en voie de régression actuellement (*Arnica montana*, *Antennaria dioica*, *Viola lutea* etc.). Ces espèces végétales sont susceptibles d'être impactées par le réchauffement climatique entraînant la raréfaction, la perturbation phénologie, la perturbation de la reproduction, et en conséquence la modification des cortèges floristiques. Cette végétation est également soumise à d'autres menaces que le changement climatique : fertilisation, surpâturage et retournement du sol. Ces facteurs devront être pris en compte dans l'analyse spécifique des effets du changement climatique.

• Insectes

- Lépidoptères de pelouses calcicoles et de landes humides

Les lépidoptères sont reconnus comme l'un des groupes indicateurs du changement climatique. Les pelouses calcicoles ont été identifiées comme milieu sec potentiellement impacté par le changement climatique. Ces changements sont susceptibles d'avoir un impact sur les communautés de

lépidoptères et d'ascalaphes associées à ces milieux, dont certaines espèces dépendent de plantes appelées plantes hôtes spécifiques à ces milieux. Par exemple, le cortège des lépidoptères des pelouses calcicoles peut évoluer suivant le réchauffement climatique par l'apparition ou le développement des espèces à affinité méditerranéenne, telles que le Citron de Provence (*Gonepteryx cleopatra*), et, suivant la modification des espèces végétales hôtes, par des extinctions locales d'espèces. Ils sont également dépendants de la température du milieu, de la température locale de leur habitat, pour leur activité. Leur optimum de développement, comme les autres insectes, sera influencé par le réchauffement de température. Ainsi, l'objectif de cette étude est de déterminer les effets spatio-temporels du changement climatique sur les populations de lépidoptères et d'ascalaphes des pelouses calcicoles de la Nouvelle-Aquitaine et d'identifier, par la suite, différents scénarios de répartition des espèces et de structure des assemblages.

22 sites de pelouses calcicoles et 12 sites de landes humides sont validés et ont été sélectionnés selon des critères spécifiques à la question du changement climatique. Le réseau de sites sera complété l'année prochaine avec les sites ex-Limousin. Le comptage des lépidoptères est standardisé et basé sur le protocole reconnu au niveau national, le protocole STERF. Des transects sont parcourus sur une durée identique (10 ± 1 min.). La longueur du transect définie en lande humide est de 200 m et 100 m en pelouse calcicole. Tous les imagos lépidoptères observés dans une boîte virtuelle de 5 m de côté sont comptés et identifiés par un observateur. La détermination se fait principalement à vue et si nécessaire avec capture au filet pour les espèces non identifiables. Une liste d'espèces à capturer permet de standardiser le prélèvement des spécimens entre les différents observateurs de suivis lépidoptères dans le programme. Quatre passages par site sont effectués par an et répartis entre mai et août.

Les dénombrements et identifications des lépidoptères sont la base des données. Les individus N_i observés sont répartis en espèces i . Pour un nombre d'individus (>20 individus), ces valeurs sont résumables par des proportions d'abondance relative $p_i = N_i/N$, N nombre total d'individus observés par transect, par site, par milieu.

A partir de cette base de données, l'utilisation des « nombres de Hill » permet de généraliser les indices de diversité classiques utilisés en écologie (diversité de Shannon-Wiener, indice de Simpson, Berger-Parker etc.) et de les inclure. Le tracé du profil de biodiversité (proportions relatives des espèces rares, communes, abondantes) est une conséquence de ce choix pour l'analyse. L'utilisation des nombres de Hill s'impose peu à peu dans la littérature depuis quelques années. Le profil caractérise en résumé l'hétérogénéité des abondances des espèces et est une image de la fragilité du milieu. Des paramètres de lissage proposés dans le programme sont des éléments d'agrégation qui peuvent être comparés pour un même site dans le temps par rapport aux variations climatiques, comparés entre plusieurs sites de même nature, par exemple ici les landes humides.

En pratique, l'observation exhaustive des espèces ne peut pas être réalisée. Elle est ainsi remplacée par des échantillonnages dont il faut mesurer le taux de couverture ou l'effort d'échantillonnage qui est calculable. En fonction des résultats des campagnes de dénombrements sur le terrain, la notion de couverture de l'échantillonnage en mesure ensuite la qualité. Elle est estimée en particulier à partir des singletons de l'échantillon (espèce représentée par un seul individu) et les doubletons (espèce représentée par deux individus). Si cela est nécessaire, si les comparaisons entre sites, dans l'espace, dans le temps, doivent être abordées à taux de couverture constant, il est en pratique plus adapté d'extrapoler les données des sites moins bien échantillonnés avec son incertitude et d'interpoler les sites les mieux échantillonnés. L'extrapolation est un moyen à privilégier pour conserver les données

des sites les mieux dénombrés mais dans le cas d'indices globaux, agrégeant les sites, elle ajoute une incertitude globale. L'interpolation est plus fiable, entraîne moins d'incertitudes, mais les valeurs sont rapportées à un taux de couverture moyen plus faible.

Le seuil du taux de couverture souhaité est de 95%. Les résultats de cette année montrent que 12 sites de pelouses calcicoles ont un taux de couverture au-dessous et 8 sites de landes humides. Pour augmenter l'effort d'échantillonnage, il existe deux possibilités, soit augmenter le nombre de transects ou augmenter la fréquence des suivis dans le temps. Le nombre et le positionnement des transects ont été élaborés pour couvrir la surface de l'habitat homogène mais également pour éviter le biais du double comptage. Il a ainsi été décidé d'augmenter le nombre de suivis tous les 15 jours soit 8 passages entre mai et août. Cet ajustement du protocole sera évalué en 2018 et fournira un élément d'analyse du taux de couverture.

Si les profils des sites sont observés à taux de couverture constant, ils sont alors directement comparables entre eux sans correction. Si les profils se retrouvent à différents taux, les formules d'interpolation ou d'extrapolation sont à combiner pour déterminer le nombre d'espèces et leurs proportions à un niveau de couverture constant. Une méthode de ré-échantillonnage peut s'appliquer en complément pour aborder l'incertitude des paramètres ou des tracés mentionnés (par la méthode de bootstraps par exemple). Cette normalisation des données des profils des sites, leurs combinaisons, donnent aussi accès à des indices d'agrégation des sites au niveau de la région. Ce sont alors des mesures de recouvrements, de similarités, d'échanges d'espèces inter-sites.

Ces observations sur le terrain dans le temps conduisent à des dénombrements d'individus qui sont répertoriés dans des espèces. Cela conduit à des données premières et un traitement de mesure de biodiversité est effectué à partir de leurs proportions relatives. Des profils de biodiversité résument l'information et sont liés principalement à ces proportions. Les espèces ne sont donc différenciées que par leurs dénombrements. Il est possible d'ajouter une pondération, une distance entre les espèces issues de différents traits biologiques (par exemple la taille). En complément, ces espèces peuvent être dissociées selon leurs histoires évolutives. Les branches de l'arbre, défini sur un plan topologique, présentent des longueurs associées qui pondèrent les espèces entre elles, comme les distances précédentes. L'analyse des profils de diversité sera ainsi peu à peu complétée au cours du programme par l'intégration des traits biologiques et de la diversité phylogénétique.

- Azuré des mouillères (*Phengaris alcon*)

Phengaris alcon possède un cycle de vie complexe qui dépend de la présence d'une plante-hôte spécifique, *Gentiana pneumonanthe* et d'espèces de fourmis-hôtes. D'après la modélisation de différents scénarios, des températures plus élevées, entraînant une détérioration des populations de gentianes, affecteraient négativement les populations de *P. alcon*. Ainsi, une désynchronisation entre la période de vol des imagos et la période de floraison de *G. pneumonanthe* pourrait entraîner des effets négatifs sur les populations de *P. alcon*. Le décalage de la période de floraison de *G. pneumonanthe* peut avoir un impact qualitatif (date de ponte, positionnement des œufs sur des parties « non viables » de la plante) et quantitatif (nombre d'œufs pondus) sur les pontes de *P. alcon*.

La répartition spatiale de *P. alcon* est limitée à quelques zones en région Nouvelle-Aquitaine. Les sites choisis sont les sites de plus grande surface, les moins impactés par la fragmentation et ayant les plus fortes densités de population de *P. alcon*. Les sites ajoutés en Limousin permettront d'obtenir un nombre de sites plus important pour les analyses. Le bilan des sites est le suivant : 4 sites suivis en 2017, 4 sites validés, 3 sites abandonnés, 5 autres sites potentiels.

Deux méthodes de suivis ont été testées et comparées selon leurs avantages et limites. En résumé, l'avantage de la méthode des quadrats est la localisation de ceux-ci sur les zones à forte densité de *G. pneumonanthe* (sauf sur les sites où la répartition de *G. pneumonanthe* est diffuse). Une limite de cette méthode est l'important piétinement occasionné sur une petite surface à répétition (risque de dégradation de *G. pneumonanthe*, des pontes et des fourmilières dans le temps). Concernant la méthode des transects, l'avantage est que le piétinement est plus limité. Cependant, elle présente plusieurs limites. La surface inventoriée est différente selon la taille et la configuration du site. Cette méthode présente également une difficulté de positionnement sur les zones à forte densité de *G. pneumonanthe* selon la répartition des hampes florales, la précision du recensement et du positionnement du transect sur le terrain. Enfin, la mise en place sur des sites présentant une végétation haute est difficile. Il est donc décidé d'adopter la méthode des quadrats permanents de 10x10 m.

La zone de présence de *G. pneumonanthe* est quadrillée (en maille 10x10 m). Les quadrats présentant des densités moyennes à fortes de *G. pneumonanthe* et de pontes sont sélectionnés. Parmi ces quadrats sélectionnés, 2 quadrats ou transects sont tirés aléatoirement afin d'atteindre un échantillonnage de 20% de la population de *G. pneumonanthe* (valeur admise dans plusieurs études). Afin d'éviter le piétinement de la zone, en année N le quadrat n°1 sera suivi entièrement (25 quadrats de 2x2 m), en année N+1 le quadrat n°2 le sera à son tour. Il s'agit ainsi d'une méthode de sélection orientée.

La matérialisation des quadrats pourra se faire par des tiges métalliques enfoncées dans le sol repérables avec un détecteur à métaux excepté pour le camp militaire de Souge où une autre solution doit être réfléchie.

Les paramètres relevés pour chaque passage sont les suivants : nombre de pieds + hauteur du pied, nombre de bourgeons, de fleurs épanouies et de fruit par pied ; nombre d'œufs et positionnement des œufs (bourgeons/fleurs, tiges, feuilles) pour chaque pied.

Le nombre de campagne est basé sur : la date de première floraison connue de *G. pneumonanthe*, variable selon les sites = début des relevés 1 semaine avant la date de première floraison connue ; et la période de vol de *P. alcon* : 15/07 – 15/09 : variabilité entre les sites et selon les années. Suivis jusqu'à la fin du vol.

- Apollon (*Parnassius apollo*) et cortège de lépidoptères de montagne associé

Parnassius apollo est une espèce de papillon sensible au changement climatique. Une étude dans la Sierra de Guadarrama, située au centre de l'Espagne, suggère un déclin général pour cette espèce de papillon. Il a été également observé la disparition de certaines populations de basses altitudes dans le Massif central. L'hypothèse est que l'étude de l'habitat de cette espèce et du cortège associé montera sous l'effet du changement climatique : 1) la raréfaction des espèces montagnardes et l'augmentation des espèces « planitiales » au sein des cortèges étudiés, 2) la diminution des effectifs de *P. apollo*, disparition des populations isolées de basses altitudes, évolution de sa phénologie/écologie.

La base de données disponible de présence de *P. apollo* dans les Pyrénées est peu fournie et peu précise. La connaissance actuelle est limitée à son écologie dans les Pyrénées. Cette année une étude a été menée pour caractériser les paramètres de l'habitat favorable de *P. apollo* qui sont les suivants : effet positif de la présence des plantes hôtes, de la proximité à la forêt, effet négatif de l'humidité et du pâturage, et expositions est et sud plus favorables. En 2017, 10 sites de suivis ont été validés. Les

sites difficiles d'accès sont écartés. Les sites validés sont ceux favorables à la plante hôte et où la présence de *P. apollo* est avérée.

Deux méthodes sont présentées pour étudier le cortège de lépidoptères et l'espèce *P. apollo*.

Une première méthode est de réaliser un transect STERF. Un à deux transects de 150 m sont positionnés par site en fonction de la superficie d'habitats favorables à *P. apollo* (pelouses montagnardes oligo-mésotrophes à méso-eutrophes, végétation de pelouses pionnières sur dalles rocheuses, landes à Myrtilles ou Rhododendrons, etc.). Quatre relevés par an sont réalisés par site de fin juin à fin août. Les suivis sont complétés par des suivis habitats par quadrats paysagers de 25 m et transects, et de suivi phénologique sur les plantes hôtes et nectarifères de *P. apollo*.

Une deuxième méthode est de réaliser des points fixes d'observation type STOC pour le comptage de *P. apollo* en plus du suivi STERF. *P. apollo* est un papillon détectable sur des grandes distances. Le site est quadrillé en quadrat de 50 m continu. 2 à 4 quadrats sont tirés au sort. Dans chaque quadrat le point d'observation est situé en bas de pente et l'observation est réalisée dans un rayon de 50 m pendant 5 min.

- Bourdons de montagne

La coévolution des pollinisateurs et des plantes à fleurs suggère qu'une plus grande diversité de pollinisateurs contribue à accroître le succès de la pollinisation des plantes, ou bien, en retour, qu'une plus grande diversité de fleurs peut mieux maintenir une guilda variée de pollinisateurs. Cependant, le changement climatique affectera les interactions entre les espèces de plantes et de pollinisateurs dans l'espace et dans le temps, contribuant aux extinctions locales et donc à la perturbation des réseaux trophiques. Les bourdons représentent un groupe de pollinisateurs parmi les plus efficaces et actifs dans les écosystèmes montagnards. Ils assurent la pollinisation de nombreuses espèces végétales de faible à haute altitude. Les caractéristiques fonctionnelles des bourdons leur permettent de tolérer des températures froides et d'avoir une activité efficace et optimale à haute altitude. Cette spécialisation aux conditions environnementales froides devrait les rendre plus sensibles au changement climatique. Les espèces de bourdons actuellement limitées aux hautes altitudes seront les plus impactées. Suivant le changement climatique, la répartition spatiale du cortège des bourdons de montagne à l'échelle d'un gradient d'altitude peut évoluer.

La méthode d'échantillonnage des bourdons est basée sur un nombre de 29 placettes réparties entre 800 et 2500 m d'altitude. Les individus sont capturés dans la placette sur les plantes nectarifères et également en vol pour éviter de récolter toujours les mêmes espèces pendant 20 minutes. Ce protocole permet d'établir une image de la placette. Les individus sont mis en tube. La capture des bourdons devrait avoir un impact faible sur la population car ce sont des populations sociales de milliers d'individus. L'hypothèse posée est la remontée, la disparition des espèces alpino-arctiques et la colonisation des planitiaires-collinéennes. Les modifications à l'échelle de la communauté seront étudiées sur un pas de temps long environ 50 ans. La modification du cortège par le changement de la répartition spatiale sera liée à d'autres changements tels que la longueur de la langue et la largeur des ailes en lien avec la capacité de vol des espèces. Ces modifications écophysologiques permettront d'obtenir des premiers résultats sur un pas de temps plus court (6-15 ans).

– Leucorrhines et cortège d'odonates associé

Les lagunes constituent un habitat remarquable en Nouvelle-Aquitaine. Elles abritent un cortège odonatologique particulier incluant des espèces rares et patrimoniales, dont trois espèces de leucorrhines. Ces espèces aux affinités boréo-montagnardes sont en limite sud-ouest de leurs aires de répartition dans les Landes de Gascogne. Une modification spatio-temporelle du cortège odonatologique des lagunes est pressentie. Le programme a pour objectifs de déterminer les impacts potentiels du changement climatique sur ce dernier mais aussi d'identifier différents scénarios de répartition des espèces et de structure des assemblages.

Les sites choisis sont des lagunes, élargies aux plans d'eau stagnants permanents abritant des populations d'odonates caractéristiques : présence de *Leucorrhinia albifrons* et/ou *Leucorrhinia caudalis* et/ou *Leucorrhinia pectoralis*. 12 sites ont été validés en 2017 et 8 sites sont à confirmer l'année prochaine. Une partie des sites ne correspondent pas aux sites de suivis de la flore et des habitats. Des suivis phytosociologiques seront complétés sur ces sites.

Le protocole est basé sur le protocole national STELI. Il a été ajusté dans l'objectif de réduire l'effet observateur : transect de 50 m parcouru en 30 min. Les espèces et les effectifs sont dénombrés dans une boîte virtuelle de 5 m de côté se déplaçant devant l'observateur. La boîte virtuelle est située toujours entre terre et eau. La localisation du transect évolue en fonction du niveau d'eau. Le niveau d'eau sera suivi au cours du temps par un marquage permanent. 9 passages par an sont effectués par site : 3 passages avant le 15 juin, 3 passages entre le 16 juin et 1er juillet, 3 passages après le 1er août. Ce relevé est complété par un protocole d'exuvies. Les exuvies sont prélevées sur les transects de 50 m, à raison d'1h par transect. Le relevé des exuvies s'effectue après le relevé des imagos. Les exuvies sont déterminées en laboratoire. 3 passages par an sont effectués par site : 1 passage avant le 15 juin, 1 passage entre le 16 juin et 1er juillet, 1 passage après le 1er août. L'animation foncière étant difficile, les 9 passages n'ont pas été réalisés cette année.

• Amphibiens

– Rainette ibérique (*Hyla molleri*) et Rainette verte (*Hyla arborea*)

La Rainette ibérique est une espèce qui se reproduit dans les milieux humides frais du massif landais, type lagune. Avec l'élargissement de la zone à la nouvelle région, une espèce de rainette rajoutée à l'étude sera la Rainette verte. La Rainette verte possède une répartition septentrionale étendue dont la limite sud atteint le Massif central. Leurs habitats préférentiels sont sujets aux perturbations climatiques comme l'assèchement brutal et la modification de la flore représentative des zones humides. Le changement climatique peut en conséquence induire d'extinctions locales de ces deux espèces. La Rainette méridionale est une espèce d'affinité méditerranéenne, et donc plus thermophile, qui pénètre sur l'aire de répartition de ces deux espèces de rainettes où les deux espèces s'observent alors en syntopie. Le rapport de force entre les deux espèces est très certainement lié aux conditions climatiques locales et pourrait évoluer en fonction du changement climatique. Les objectifs sont de visualiser la tendance évolutive de la répartition et abondance de la Rainette ibérique et de la Rainette verte en lien avec d'éventuelles variations climatiques, mais aussi d'observer l'évolution du rapport de force entre les rainettes ibériques ou verte, et les rainettes méridionales.

12 sites ont été sélectionnés en ex-Aquitaine à partir de la répartition avérée de Rainette ibérique et une répartition homogène des sites selon les gradients nord-sud et est-ouest. Ces sites coïncident également avec d'autres suivis des milieux naturels les lagunes. En région ex-Limousin, la zone de

Rainette verte est l'une des plus urbanisées du territoire (proximité directe de Brive) et les mares favorables sont des mares de pâture (pérennité du site non garantie à moyen voire court terme) ou des bassins d'autoroute (problème de pollution potentiel). L'objectif étant d'étudier la réponse spécifique de cette espèce au changement climatique, il est décidé de choisir d'étudier la Rainette verte uniquement dans les mares car les bassins d'autoroute sont des sites artificiels qui peuvent être perturbés par des pollutions.

Le protocole est basé sur le POP Amphibien. 3 passages sont effectués de mars à mai avec 20 min de point d'écoute des chants des rainettes. Les relevés doivent être calés entre les périodes de suivis d'ex-Aquitaine et ex-Limousin. Les premiers résultats exploratoires de cette année montrent des proportions de rainettes différentes avec les données de l'atlas des amphibiens et reptiles d'Aquitaine sur certains sites. Ces données doivent être mises en relation avec les données de température de l'eau.

– Grenouille des Pyrénées (*Rana pyrenaica*)

Endémique de l'ouest des Pyrénées, la Grenouille des Pyrénées *Rana pyrenaica* est la seule grenouille strictement torrenticole de France métropolitaine, localisée dans des sites de torrents frais et oxygénés en moyenne montagne. Au vu des faibles capacités de déplacement de l'espèce et du faible nombre de torrents colonisés, les différentes populations sont probablement déconnectées et isolées les unes des autres. Un effet durable du changement climatique risque d'entraîner à moyen terme la disparition d'une ou plusieurs populations de Grenouille des Pyrénées.

Depuis 2012, le suivi de la réussite de la reproduction annuelle de l'espèce permet de répondre à certaines questions liées au changement climatique. Ces estimations sur la taille des populations seront couplées aux études de modélisations, sur la base des connaissances établies en parallèle sur la niche thermique de l'espèce. Le suivi englobe l'ensemble des sites de présence connus de l'espèce. La zone d'étude correspond à 5 torrents situés entre 400 et 1000 m d'altitude. Certains secteurs, ont été étendus, dans le but de confirmer d'éventuels accroissements d'aires de présence.

Le protocole est basé sur le comptage de têtards qui est le stade le plus facilement observable et fiable. Le protocole de suivi est basé sur un comptage des têtards au sein des différents sites, c'est-à-dire sur des tronçons discontinus des différents torrents utilisés pour la reproduction de l'espèce. Sur chaque site, des placettes de 5x5 m sont réparties aléatoirement. Le nombre de placettes dépend de la longueur du tronçon de torrent concerné par le suivi. Chaque année, les placettes sont prospectées d'aval vers l'amont trois fois durant la saison de reproduction de l'espèce, lors de conditions optimales (pas de turbidité de l'eau) : 1er comptage fin avril / début mai, le 2ème entre mi-mai et début juin, le 3ème entre mi-juin et début juillet.

Les premiers résultats exploratoires montrent des fluctuations du nombre de têtards par année (2012 à 2017). Ces variabilités sont différentes entre les sites. Les têtards sont probablement résistants aux crues tardives, mais sensibles aux crues de début de saison. Les analyses devront être complétées par l'étude de la relation de ces variabilités avec les données météorologiques.

Les espèces invasives notamment poissons et les parasites peuvent être des facteurs qui s'ajoutent au changement climatique. Ces facteurs doivent être surveillés pendant les suivis.

La vulnérabilité d'une espèce aux changements environnementaux dépend de l'exposition de l'espèce et de sa sensibilité aux changements environnementaux, de sa résilience aux perturbations et de son potentiel d'adaptation au changement. Ces critères de vulnérabilité nécessitent des données comportementales, physiologiques et génétiques. Une courbe de performance thermique sert de

descripteur pratique de la façon dont un changement de la température corporelle influe sur la sensibilité physiologique et l'aptitude des ectothermes. Le risque d'extinction face au changement climatique sera modélisé en intégrant les données de sensibilité thermique dans les modèles mécanistiques de répartition. Il sera ainsi possible d'établir des cartes de répartition futures sur des bases probabilistes.

Afin d'estimer pour la 1ère fois les paramètres de la niche thermique, 2 méthodes de suivis pour l'évaluation de la sensibilité thermique des ectothermes ont été réalisées cette année : Approche 1 : mesure de la performance ; Approche 2 : mesure de l'activité. Les expériences ont été menées lors de 13 journées s'étalant de la fin du mois d'avril à la fin du mois de juin. Ces approches ont nécessité la capture (avec relâcher immédiat) d'individus, sans marquage individuel et de façon non invasive.

La zone d'étude a été restreinte à la population de basse altitude considérée comme la plus vulnérable au changement climatique en vallée d'Aspe.

L'approche 1 : la mesure de la performance consistait à effectuer des tests de la nage *in situ*. Les déplacements ont été filmés afin de déterminer les performances de vitesse moyenne, maximale et initiale. 5 essais ont été réalisés par individu. Cette première approche a permis d'établir la courbe de performance thermique (TPC). La construction des courbes a été faite à partir de 141 individus testés sur une gamme de température allant de 9 à 20°C. La gamme de tolérance en activité forcée se situe entre 26,4° à 37,4°C (selon la performance mesurée).

Approche 2 : la mesure de l'activité consistait en la méthode de « focal-animal sampling » *in situ*, c'est-à-dire la mesure de la vigueur d'activité par la proportion d'individus actifs. Pour la construction la courbe de vigueur d'activité réelle (EAVC), 283 individus ont été observés (soit environ 24h d'observation focale) sur une gamme de température allant de 10 à 20°C. La courbe EAVC montre une fenêtre thermique en activité volontaire de 11,6 °C.

Pour l'année 2017, l'objectif immédiat était d'estimer quelques paramètres descripteurs spécifiques de la niche thermique, inconnus et jamais étudiés jusqu'à présent, c'est-à-dire les températures physiologiques et comportementales optimales et critiques. Cependant, le traitement par des modèles à effets mixtes n'a pas pu être effectué dans toutes ses dimensions, en modélisant les différentes sources d'effets possibles et leurs combinaisons, et en intégrant la dépendance des données. Ces développements nécessaires devront faire l'objet d'un travail statistique dédié ultérieurement.

Il reste aussi à étudier la sensibilité thermique du stade adulte. Compte tenu de la taille réduite de la population, et de la fragilité de celle-ci, il n'est pas envisageable de mettre en place les mêmes expériences que pour les têtards. L'idée est de construire des EAVCs directement à partir de données de comptage des adultes, en combinant la dimension thermique et les données de comptage pour dériver des EAVCs.

- Reptiles

- Lézard ocellé (*Timon lepidus*)

Timon lepidus est une espèce thermophile qui colonise en Aquitaine la quasi-totalité du milieu dunaire entre l'embouchure de l'Adour et la pointe du Verdon-sur-Mer. Les habitats préférentiels de *T. lepidus* se trouvent en dune grise. Ces milieux fragiles sont soumis à différents risques et perturbations dus au changement climatique (érosion, vague submersive, etc.). Les hypothèses de l'impact du changement climatique sur *T. lepidus* sont : mouvement et extinction locale possible des

populations suite à la disparition de stations remarquables ; adaptation écophysologique jusqu'à un certain seuil. L'objectif du suivi de cet indicateur est la mise en évidence d'une tendance évolutive de la répartition et de l'abondance du *T. lepidus* en lien avec d'éventuelles variations climatiques.

Les sites sont situés le long du littoral de l'ex-Aquitaine. Le milieu insulaire et les coteaux secs dans les terres sont écartés car les contextes de ces milieux sont différents. Sous l'effet du changement climatique, la dune va reculer entraînant la disparition de l'habitat de *T. lepidus*. Cette espèce n'a pas la possibilité de se déplacer dans la dune boisée. Il serait souhaitable de mettre en place un plan de conservation adapté. L'idée serait de faire des trouées dans les forêts de pins pour qu'il trouve plus facilement refuge dans les terres. Cette gestion sera testée sur le site de la réserve de Cousseau. Ce site sera donc ajouté aux sites de suivis.

Les placettes d'étude ont été choisies selon les suivis précédents du programme Lézard ocellé de 2008–2012. Lors de ce programme, les placettes ont été tirées au sort aléatoirement. Basé sur ces placettes, en 2016, 80 placettes de 50x50 m ont été sélectionnées, elles coïncident autant que possible avec les placettes de suivis flore/habitat du CBNSA et sont situées sur un gradient nord-sud et est-ouest (dune blanche, dune grise, franche forestière). Le nombre de placettes s'adaptera au décalage et au changement de la dune année après année. 3 passages par an sont réalisés sur chaque placette. Les observations sont de 10 min de détection visuelle d'individu et 10 min de recherche d'indices et relevé autre sur chaque placette.

Les analyses des résultats entre 2009 et 2017 selon la méthode d'occupation dynamique de Mackenzie *et al.* (2013) indique une diminution de 33 à 46 % de la densité par rapport aux suivis précédents. Ce résultat est à relativiser car le modèle utilisé ne prenait pas en compte les observations indirectes qui prouvent la présence d'autres individus sur le littoral. La prise en compte de la phénologie du Lézard ocellé est également un axe à développer. Ces données sont à mettre en relation avec les données mesurées météorologiques.

L'UPPA réalisera l'étude de l'écophysologie de cette espèce en période de reproduction en utilisant des thermocouples placés dans des modèles biomimétiques qui imitent les propriétés thermiques et hydriques des adultes.

– Lézard vivipare (*Zootoca vivipara*)

Le Lézard vivipare est une espèce d'affinité climatique fraîche. Abondante en altitude, l'espèce est beaucoup plus rare en plaine où elle se cantonne à des milieux de landes humides. Le changement climatique pourrait impacter fortement l'espèce par extinction locale possible des populations suite à la disparition de stations remarquables en plaine et par l'entrée progressive du Lézard des murailles indiquant une modification micro-climatique des sites et un remplacement possible entre « lézards gris ». L'objectif de ce suivi est par conséquent d'obtenir des tendances évolutives de l'occurrence du Lézard vivipare en lien avec d'éventuelles variations climatiques sur différents sites témoins du Massif landais mais également des zones humides de basse altitude et des tourbières des plateaux limousins.

12 sites en ex-Aquitaine ont été sélectionnés à partir de la répartition connue du Lézard vivipare et une répartition homogène des sites sur un gradient nord-sud et est-ouest. Ces sites coïncident avec les suivis de la Rainette ibérique. 9 sites en ex-Limousin complètent les suivis. Ce sont des sites à basse altitude et à plus haute altitude (gradient altitudinal, est-ouest et nord-sud).

Le suivi est basé sur le protocole POPReptile. Sur chaque site 5 placettes sont tirées aléatoirement sur un site de 100x100 m. 3 passages par an sont réalisés sur chaque site entre avril et juin avec 20 min

d'observation par placette. Les périodes d'observation seront calées entre l'ex-Aquitaine et l'ex-Limousin. La mesure est liée à la fréquence d'occurrence de l'espèce, rapport exprimé en pourcentage, du nombre d'observations où cette espèce est notée au nombre total d'observations effectuées.

Un projet est en réflexion avec le CNRS de Chizé pour mettre en lien les changements climatiques et les réponses des populations de Lézard vivipare via l'équipement des sites de micro-sondes au niveau du sol et des micro-habitats inféodés à cette espèce. L'approche par modélisation apportera également des informations sur les tendances évolutives de ces populations.

- Lézard de Bonnal (*Iberolacerta bonnali*) et lézards de montagne

Les espèces de lézards d'altitude endémiques des Pyrénées du genre *Iberolacerta*, semblent particulièrement menacées par le changement climatique. Le Lézard de Bonnal *Iberolacerta bonnali* vit principalement entre 1800 m et 2200 m d'altitude. La principale menace qui semble peser sur cette espèce est l'élévation des températures. A terme, celle-ci permettrait la remontée d'espèces compétitrices (par exemple le Lézard des murailles *Podarcis muralis*) et prédatrices (par exemple la Coronelle lisse *Coronella austriaca*) entraînant à terme la disparition des espèces d'iberolézards.

La sélection s'est portée sur des sites dans des habitats favorables aux espèces étudiées et facilitant la mise en évidence d'éventuels mouvements populationnels. Chaque site présente une situation distincte de densité des espèces de lézards de montagne.

Le protocole de suivi est basé sur un comptage des espèces concernées (Lézard catalan, Lézard de Bonnal, Lézard des murailles) sur les sites d'études. Deux méthodes de suivis, placettes ou transects, sont mises en place selon le contexte du site (topographie, superficie, répartition des populations, etc.). Trois passages par an sont effectués par site dans des conditions optimales.

Les premiers résultats montrent le point d'interface de chevauchement du Lézard de Bonnal/Lézard des murailles et Lézard catalan/Lézard des murailles par site. Sur le long-terme cela permettra d'étudier l'évolution du point d'interface en fonction de l'altitude et également de la température associée à la gamme altitudinale.

Ces estimations sur la taille des populations seront couplées aux études de modélisations, sur la base des connaissances établies en parallèle sur la niche thermique de l'espèce.

- Vipère péliade (*Vipera berus*)

La Vipère péliade est une espèce boréale présentant des adaptations spécifiques au froid qui la rend vulnérable au changement climatique. La limite sud de répartition de cette espèce se trouve dans le Massif central. Le changement climatique pourrait impacter cette espèce en influant sur la qualité de ses habitats et en perturbant directement l'espèce par le biais de sa physiologie et de la phénologie de la reproduction.

Huit sites ont été choisis dans l'aire de répartition actuelle connue de la Vipère péliade (présence avérée de l'espèce). Les zones échantillonnées sont des tourbières et des landes humides entre 670 et 810 m d'altitude en Creuse et en Corrèze. Dans certains sites les plus bas, une sympatrie entre la Vipère aspic et la Vipère péliade est connue. Ils ont été choisis à la fois dans les sites en zones « marge » et « cœur ».

Les sites suivis sont gérés par le Conservatoire d'Espaces Naturels du Limousin, sauf un qui appartient à un adhérent du GMHL souhaitant conserver ses parcelles en bon état écologique pour l'espèce.

Le protocole de suivi se base sur celui développé par l'Observatoire des Reptiles d'Auvergne (ORA) Olivier Lourdais et Michaël Guillon (CEBC) dans le cadre d'un suivi à long terme de l'espèce dans le Massif central (lui-même basé sur le protocole POPReptile 2 : suivis temporels).

L'espèce principalement suivie est la Vipère péliade mais la présence d'autres espèces de reptiles sera également indiquée, surtout s'il s'agit de la Vipère aspic. La détermination se fait à vue. Les transects sont suivis à pied, assez lentement pour permettre de bien observer les individus présents. Il n'y a pas de limitation de durée. Pour chaque station, 3 transects de 500 à 1000 m sont disposés dans une aire d'1 km de diamètre. Les transects font parfois moins de 500 m et ne sont pas distants de 200 m (protocole) afin de pouvoir rester dans les parcelles gérées. Les sites seront suivis trois fois par an au printemps (à partir de mars), les transects d'un même site devant être réalisés dans la même journée.

En 2017 en Limousin, les sites ont été visités tardivement (de mai à octobre) pour tester le protocole et valider le choix des sites. Cette étude sera complétée par une étude fine de l'écophysiologie de l'espèce.

– Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*)

La Cistude d'Europe *Emys orbicularis* est une petite tortue d'eau douce à faible mobilité emblématique des zones humides et des milieux stagnants peu circulants. De par sa physiologie ectotherme, le cycle de vie de *E. orbicularis* est directement tributaire des conditions thermiques : reproduction, repos, insolation, alimentation, déplacement, etc. Par ailleurs, de par son écologie amphibie, *E. orbicularis* est également tributaire des conditions hydriques, que ce soit les conditions d'humidité du sol sur les sites de ponte qui impactent le succès reproducteur, ou les risques d'assèchement des plans d'eau qu'elle exploite qui impactent le maintien ou la dispersion des individus. Ainsi, *E. orbicularis* est susceptible d'être impactée, directement (par sa physiologie) et indirectement (par ses habitats terrestres et aquatiques), par le changement climatique à différents niveaux de sa morphologie, de sa phénologie, et de sa démographie.

Les sites sont choisis selon les critères suivants : présence de populations d'importance majeure à l'échelle de l'ex-Aquitaine, espaces naturels protégés bénéficiant de plans de gestion qui garantissent la pérennité des suivis. Trois premiers sites ont été retenus pour mener une étude de faisabilité. En 2018, l'étude sera étendue au site du Marais du Logit (Le Verdon-sur-mer, 33).

Sur les sites, les points de piégeage d'*E. orbicularis* sont établis selon la méthode standard de capture/marquage/recapture (CMR) habituellement utilisée pour les suivis démographiques. Toutes les cistudes adultes femelles capturées et faisant plus de 450 g sont équipées d'un GPS miniaturisé. Les GPS sont programmés pour enregistrer, toutes les heures, sans cycle de repos, la position horodatée des animaux émergés. Les GPS sont remplacés lors des sessions de CMR successives.

Les sessions de piégeage étaient de 5 jours, échelonnées toutes les 3-4 semaines (selon les sites), de mars à septembre 2017. Sur le site des Sources, 9 *E. orbicularis* ont été équipées de GPS, parmi lesquelles 5 ont été recapturées. Sur le Teich, 6 *E. orbicularis* ont été équipées de GPS, parmi lesquelles 4 ont été recapturées. Sur l'Etang Noir, 5 *E. orbicularis* ont été équipées de GPS. L'effort d'échantillonnage peut être amélioré par l'utilisation de VHF pour retrouver les cistudes équipées.

Cette étude préliminaire a permis de tester la faisabilité du protocole multi-sites de la phénologie de la reproduction et des sites de ponte chez *E. orbicularis*. L'analyse fine des données GPS a permis d'identifier: – les événements de pontes probables, de les dater et de les localiser. Des enregistreurs de température et humidité enterrés dans le sol permettront d'étudier la survie et le sex-ratio d'*E. orbicularis*.

- Mammifères

- Marmotte des Alpes (*Marmota marmota*)

Dans les Alpes, 20 ans d'étude ont montré que le réchauffement climatique impactait le succès reproducteur des femelles de la Marmotte des Alpes. En effet, le suivi *M. marmota* a montré que la diminution de la couverture neigeuse pendant l'hiver est liée au changement climatique et corrélée à la diminution de la taille des portées. La baisse de la masse corporelle de la mère au cours de la même période suggère que ce soit un facteur de la diminution de la taille de la portée. Une couverture de neige plus mince pendant l'hiver réduit la couche d'isolation et implique la consommation de graisse jusqu'à épuisement de la femelle. La population pyrénéenne de marmotte pourrait subir la même action négative du changement climatique que dans les Alpes.

L'objectif est de réaliser un suivi de la reproduction de la marmotte dans les Pyrénées en adaptant le protocole alpin (comptage des marmottons). Le protocole CMR des Alpes a été simplifié pour l'appliquer aux Pyrénées.

Les terriers principaux étudiés sont ceux rassemblant une famille composée du couple reproducteur, des jeunes subadultes et les marmottons. 15 familles sont suivies. Les terriers sont répartis entre 1500 et 2300 m d'altitude. Deux familles en basse altitude ont été ajoutées aux suivis. Le gradient d'altitude est ainsi suffisant pour étudier l'effet de la température sur les limites d'aires physiologiques de la marmotte. Cependant, à ces altitudes, la mortalité routière des individus est importante. Elle peut entraîner un biais et brouiller la réponse de la marmotte au changement climatique. La recherche des sites de basse altitude est contrainte par les activités humaines et par le manque de connaissance des terriers. Le secteur de l'Aulne permettrait de trouver 1 ou 2 sites de basse altitude. Le site d'Anéou est supprimé car les conditions sont différentes comparées aux autres sites. Les différences de résultats du nombre de marmottons entre 2016 et 2017 doivent être étudiées finement pour identifier si ces résultats sont liés aux variations interannuelles de la reproduction.

Le protocole a été ajusté à 40 min d'observation au lieu de 60 min. La perte de données est estimée à 6%. Cela permet d'optimiser le temps pour augmenter les sites suivis soit 2-3 familles suivies par matinée. Les relevés sont réalisés de 8h30 à 11h30. L'observation en fin de journée est abandonnée car liée à une activité de *M. marmota* trop variable.

En plus de l'écophysiologie de l'espèce, le suivi de la première sortie des marmottons permettrait d'étudier un élément de phénologie de l'espèce. La difficulté d'accès en début de saison par la présence de couvert neigeux important ne permet pas de compléter l'étude de la phénologie. L'utilisation d'outils comme les caméras semble difficile pour la conservation et pour la pose de caméras car il existe plusieurs trous de sorties des terriers.

- Communauté des micromammifères

L'indicateur des deux espèces thermophiles de Pachyure étrusque et Souris à queue courte a été élargi à la communauté de petits mammifères. Les petits mammifères sont plus sensibles mais



s'adaptent mieux au changement climatique que les grands mammifères. L'hypothèse posée est de déterminer l'évolution de la communauté des « micromammifères » par les espèces présentes et leurs répartitions géographiques. L'objectif est l'étude de manière qualitative et quantitative des espèces et communauté d'espèces retrouvées dans les pelotes de réjection d'Effraie des clochers.

Le protocole a été redéfini selon des transects régionaux. La région est découpée en mailles basées sur la méthode de l'atlas des mammifères. 4 transects nord-sud et 6 transects est-ouest sont disposés sur cette zone. 42 mailles de 10x10 km sont choisies. Dans chaque maille, 100 à 120 pelotes sont récoltées. Les sites de récolte sont les suivants : 8 maisons abandonnées, 3 granges pierres/bois, 3 églises/prieurés, 2 anciens pigeonniers, 1 ancien moulin. Une grande variabilité du nombre de pelotes est détectée entre les secteurs. Sur les mailles en Gironde, peu de pelotes ont été récoltées. L'accès au site dépend de l'accord du propriétaire. Une recherche sur les mailles continues autour est possible. Cette recherche peut être complétée par des sciences participatives et les données historiques de 20 ans de l'ex-Limousin. Ce suivi est dépendant des populations des Effraies des clochers. La régression de ces populations pourraient biaiser les résultats par rapport au changement climatique. La pose de nichoirs sur les églises permettrait d'augmenter l'accueil des Effraies des clochers.

793 pelotes ont été analysées cette année et 1679 proies identifiées. Le Mulot sylvestre et le Campagnol des champs représentent la moitié des proies. Certaines espèces pourraient être indicatrices du changement climatique : Crocidure musette, Pachyure étrusque, Musaraigne couronnée, Crocidure des jardins, Crossope aquatique, Musaraigne pygmée. Les espèces intéressantes à étudier sont peu représentées. Avec l'extension des sites à la région Nouvelle-Aquitaine, cela permettrait d'augmenter le nombre de proies sur les espèces intéressantes à étudier par rapport au changement climatique.

- **Médiation scientifique**

Les actions engagées et à venir pour la partie médiation et communication scientifique sont les suivantes: site internet, vidéos, actions de sensibilisation, réseaux sociaux et supports de communication. Des projets scolaires sont également engagés avec les « Savanturiers » où des scientifiques accompagnent les enseignants pour développer leur projet en lien avec les sentinelles du climat.

La prise de conscience des acteurs sera d'autant plus importante que la recherche sera largement diffusée. Pour que chacun devienne acteur du programme, des sciences participatives sont mises en place sur l'étude de la phénologie d'espèces animales et végétales, c'est-à-dire la construction d'une plateforme internet, associée à l'observation de terrain, pour un objectif de sensibilisation. Cette plateforme est ouverte à tous, quel que soit son niveau de compétence naturaliste. Le traitement de ces données sera disponible pour tous sur le site. Cette base est associée à une démarche commune des acteurs de l'éducation à l'environnement et au développement durable (EEDD) du territoire qui possèdent à la fois les connaissances naturalistes et didactiques permettant l'implication des publics dans le projet.

Les objectifs sont les suivants : connaissance des optimums des espèces, connaissance des dates de la sortie de diapause/hivernation/émergence/floraison selon les espèces, répartition spatiale des phénologies.

Les espèces de l'Observatoire sont spécifiques à l'Observatoire et ne recourent pas les espèces faisant l'objet de suivis protocolés. Ce sont des espèces communes de faune et de flore, facilement



observables et reconnaissables, réparties sur l'ensemble du territoire et sur différentes périodes de l'année pour la flore. Au sein de l'Observatoire, il s'agit de suivre un (ou plusieurs) événement phénologique du cycle de vie de ces espèces. Pour ce faire, des protocoles simples d'observation sont proposés aux participants.

Les espèces végétales sont les suivantes : Le Lierre commun *Hedera helix*, la Callune *Calluna vulgaris*, le Muguet *Convallaria majalis*, la Ficaire *Ficaria verna*, la Primevère coucou *Primula veris*, la Cardamine des prés *Cardamine pratensis*, Le Platane commun *Platanus x hispanica*, Le chêne pédonculé *Quercus robur*, Le Prunellier *Prunus spinosa* et le Noisetier *Corylus avellana*.

Les espèces animales sont les suivantes : Le Gendarme *Pyrrhocoris apterus*, L'Aurore *Anthocharis cardamines*, Le Paon du jour *Aglais io*, Le Lézard des murailles *Podarcis muralis* et le Crapaud commun *Bufo bufo*, Le Coucou gris *Cuculus canorus* et le Martinet noir *Apus apus*, Le Hérisson *Erinaceus europaeus*.

10. Bibliographie

- ABADIE J.-C., CAZE G. & CASTAGNE H., 2014. – Plan de conservation de six espèces végétales des coteaux calcaires du département de la Dordogne : *Arenaria controversa*, *Ranunculus paludosus*, *Lactuca perennis*, *Euphorbia seguieriana*, *Hypericum montanum*, *Spiraea hypericifolia* subsp. *obovata*. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique, 436 p.
- ABRAITIENE J., MAROZAS V. & PANITAUSKAITE G., 2013. – Influence of Meteorological Factors on the Phenological Phases of Ephemeroidea. *RURAL DEVELOPMENT* 2013, : 164.
- ADMINISTRATION DE LA COMMUNAUTE AUTONOME DU PAYS BASQUE. & DEPARTEMENT DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA POLITIQUE TERRITORIALE., 2015. – Stratégie du Pays Basque sur le Changement Climatique à l'horizon 2050. France, 112 p.
- AIZPURU I., ASEGUINOLAZA C., URIBE-ECHEBARRIA P. M., URRUTIA P. & ZORRAQUIN I., 1999. – Claves ilustradas de la flora del País Vasco y territorios limítrofes. Vitoria-Gasteiz : Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco, 831 p.
- ALARD D., 2001. – Méthode de suivi scientifique des habitats calcicoles dans le cadre du programme Life-Nature « Espèces prioritaires, pelouses et éboulis du bassin aval de la Seine ». Amiens : CREN Picardie, p. 17-25.
- ALI A., GUENDON J.-L., TERRAL J.-F., QUINIF Y. & ROIRON P., 2002. – Végétation holocène et dynamique d'une forêt subalpine (Queyras, France) : étude géomorphologique et paléobotanique de formations travertineuses. *Quaternaire*, **13** (3) : 229-236 doi : 10.3406/quate.2002.1715.
- ANCHUKAITIS K. J. & EVANS M. N., 2010. – Tropical cloud forest climate variability and the demise of the Monteverde golden toad. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **107** (11) : 5036-5040 doi : 10.1073/pnas.0908572107.
- ANGILLETTA M. J., 2009. – Thermal Adaptation: A Theoretical and Empirical Synthesis. OUP Oxford, 304 p.
- ANGILLETTA M. J., NIEWIAROWSKI P. H. & NAVAS C. A., 2002. – The evolution of thermal physiology in ectotherms. *Journal of Thermal Biology*, **27** (4) : 249-268 doi : [https://doi.org/10.1016/S0306-4565\(01\)00094-8](https://doi.org/10.1016/S0306-4565(01)00094-8).
- ARAUJO M. B., THUILLER W. & PEARSON R. G., 2006. – Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography*, **33** (10) : 1712-1728 doi : 10.1111/j.1365-2699.2006.01482.x.
- ARCHAUX F., BOULANGER V., CAMARET S., CORCKET E., DUPOUEY J.-L., FORGEARD F., HEUZE P., LEBRET-GALLET M., MARELL A. & PAYET K., 2009. – RENECOFOR. Dix ans de suivi de la végétation forestière: aspects méthodologiques et évolution temporelle de la flore (1994/1995-2005). Office National des Forêts.
- ARMBRUSTER W. S., RAE D. A. & EDWARDS M. E., 2007. – Topographic complexity and terrestrial biotic response to high-latitude climate change: Variance is as important as the mean. Dans : *Arctic Alpine Ecosystems and People in a Changing Environment*. Springer, Berlin, Heidelberg, p. 105-121. doi : 10.1007/978-3-540-48514-8_7.
- ARTHUR C.-P., 2015. – Le hérisson d'Europe. Dans : *Atlas des Mammifères sauvages d'Aquitaine – Tome 6 – Les Rongeurs, les Erinacéomorphes et les Soricomorphes*. Cistude Nature & LPO Aquitaine. Edition C. Nature, p. 142-147.

- ASHTON S., GUTIERREZ D. & WILSON R. J., 2009. – Effects of temperature and elevation on habitat use by a rare mountain butterfly: implications for species responses to climate change. *Ecological Entomology*, (4) : 437 doi : 10.1111/j.1365-2311.2008.01068.x.
- ATHERTON I., BOSANQUET S. D. & LAWLEY M., 2010. – Mosses and liverworts of Britain and Ireland: a field guide. British Bryological Society Plymouth, 848 p.
- BAILLEUX G., COUANON V., GOURVIL P.-Y. & SOULET D., 2017. – Pré-atlas des odonates d'Aquitaine – Synthèse des connaissances 1972–2014. CEN Aquitaine, LPO Aquitaine, 117 p.
- BAILLEUX G. & SOULET D., 2013. – Déclinaison régionale du Plan National d'Actions en faveur des Odonates : Aquitaine. Conservatoire d'espaces naturels d'Aquitaine/ Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement d'Aquitaine, 167 p. + annexes p.
- BALE J. S., MASTERS G. J., HODKINSON I. D., AWMACK C., BEZEMER T. M., BROWN V. K., BUTTERFIELD J., BUSE A., COULSON J. C., FARRAR J., GOOD J. E. G., HARRINGTON R., HARTLEY S., JONES T. H., LINDROTH R. L. ET AL., 2002. – Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores. *Global Change Biology*, 8 (1) : 1-16 doi : 10.1046/j.1365-2486.2002.00451.x.
- BARBER K. E., CHAMBERS F. M., MADDY D., STONEMAN R. & BREW J. S., 1994. – A sensitive high-resolution record of late Holocene climatic change from a raised bog in northern England. *The Holocene*, 4 (2) : 198–205.
- BARDAT J., BIORET F., BOTINEAU M., BOULLET V., DELPECH R., GEHU J.-M., HAURY J., LACOSTE A., RAMEAU J.-C. & ROYER J.-M., 2004. – Prodrôme des végétations de France. Muséum national d'histoire naturelle, 171 p.
- BARNEIX M., BAILLEUX G. & SOULET D., 2016. – Liste rouge régionale des odonates d'Aquitaine. Observatoire Aquitain de la Faune Sauvage, 40 p.
- BARRIOZ M. & MIAUD C., 2016. – Protocoles de suivi des populations d'amphibiens de France, POPAmphibien. Société Herpétologique de France, 14 p.
- BEDE B., BEDE N. & MARTEGOUTTE J.-C., 2014. – Flore de Dordogne et des départements limitrophes. Bacofin., 912 p.
- BEEBEE T. J. C., 2002. – Amphibian phenology and climate changes. *Conservation Biology*, 16 (6) : 1454-1454 doi : 10.1046/j.1523-1739.2002.02102.x.
- BENNIE J., HUNTLEY B., WILTSHIRE A., HILL M. O. & BAXTER R., 2008. – Slope, aspect and climate: Spatially explicit and implicit models of topographic microclimate in chalk grassland. *Ecological Modelling*, 216 (1) : 47-59 doi : 10.1016/j.ecolmodel.2008.04.010.
- BERGMANN C., 1847. – Über die Verhältnisse der Wärmeökonomie der Thiere zu ihrer Größe (Concerning the relationship of heat conservation of animals to their size). *Göttinger Studien*, 3 : 595-708.
- BERNON N., MALLET C., HOREAU A., BULTEAU T. & GARNIER C., 2016. – Caractérisation de l'aléa recul du trait de côte sur le littoral de la côte aquitaine aux horizons 2025 et 2050. Rapport final. BRGM/RP-66277-FR. France, 99 p.
- BERRONEAU M., 2012. – Guide technique de conservation du Lézard ocellé en Aquitaine. Association Cistude Nature., Le Haillan, Gironde, France, 118 p.
- BERRONEAU M., 2014a. – La Grenouille des Pyrénées, une endémique de l'ouest pyrénéen. Association Cistude Nature., Le Haillan, Gironde, France : C. Nature, 40 p.

- BERRONEAU M., 2014b. – Atlas des Amphibiens et Reptiles d'Aquitaine. Association Cistude Nature., Le Haillan, Gironde, France : C. Nature, 256 p.
- BERRONEAU M., 2015. – Guide des Amphibiens et Reptiles d'Aquitaine. C. Nature., Le Haillan, Gironde, France : Association Cistude Nature, 180 p.
- BERRONEAU M., D'AMICO F., FOURNIER A., DEVAUX B. & CHAZAL R., 2015. – Trois années de suivi des populations françaises de *Rana pyrenaica* Serra-Cobo, 1993 (Amphibia : Ranidae) : premières données d'abondance des têtards. Bulletin société herpétologique de France, **156** (4e trimestre 2015) : 31-44.
- BERRONEAU M., DE REINACH HIRTZBACH J. & TILLO S., 2012. – Répartition de *Podarcis liolepis sebastiani* (Klemmer, 1964) (Squamata, Lacertidae) en France – Herpetofocus. Bulletin de la Société Herpétologique de France, **144** (1-13) .
- BERTEAUX D., BLOIS S. DE., ANGERS J.-F., BONIN J., CASAJUS N., DARVEAU M., FOURNIER F., HUMPHRIES M. M., MCGILL B., LARIVÉE J., LOGAN T., NANTEL P., PERIE C., POISSON F., RODRIGUE D. ET AL., 2010. – The CC-Bio Project: Studying the Effects of Climate Change on Quebec Biodiversity. Diversity, **2** (11) : 1181-1204 doi : 10.3390/d2111181.
- BERTHOLD P., 2003. – Genetic Basis and Evolutionary Aspects of Bird Migration. Advances in the Study of Behavior, **33** : 175-229 doi : 10.1016/S0065-3454(03)33004-9.
- BERTIN R. I., 2008. – Plant Phenology And Distribution In Relation To Recent Climate Change. The Journal of the Torrey Botanical Society, **135** (1) : 126-146 doi : 10.3159/07-RP-035R.1.
- BERTRAND R., 2012. – Réponse spatio-temporelle de la végétation forestière au réchauffement climatique–Évaluation du remaniement de la végétation et caractérisation de l'effet des facteurs écologiques et géographiques le modulant à l'échelle de l'espèce et des communautés. AgroParisTech.
- BESANÇON H., COMPS B. & VIROT R., 1971. – Le hêtre et son cortège en Périgord noir et Quercy. Bulletin de la Société Linéenne de Bordeaux, **1** (10) : 223-245.
- BESNARD A. & SALLES J. M., 2010. – Suivi scientifique d'espèces animales. Aspects méthodologiques essentiels pour l'élaboration de protocoles de suivis. Note méthodologique à l'usage des gestionnaires de sites Natura 2000. Rapport DREAL PACA, pôle Natura, **62** : 169.
- BIRD R. E. & HULSTROM R. L., 1991. – A Simplified Clear Sky model for Direct Insolation on Horizontal Surfaces. Golden, Colorado : Solar energy research institute, Technical Repo761.
- BLANCHARD F. & LAMOTHE T., 2003. – Premiers éléments pour servir à l'étude floristique, phytosociologique et typologique des « lagunes » du Parc Naturel Régional des Landes de Gascogne (départements de la Gironde et des Landes). Volume 1 – Flore, habitats et fonctionnement écologique. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique/PNR Landes de Gascogne, 164 p.
- BLOIS J. L., WILLIAMS J. W., FITZPATRICK M. C., JACKSON S. T. & FERRIER S., 2013. – Space can substitute for time in predicting climate-change effects on biodiversity. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, **110** (23) : 9374-9379 doi : 10.1073/pnas.1220228110.
- VAN BOHEMEN H. D., 1998. – Habitat fragmentation, infrastructure and ecological engineering. Ecological Engineering, **11** (1-4) : 199-207 doi : 10.1016/S0925-8574(98)00038-X.

- BOLMGREN K., VANHOENACKER D. & MILLER-RUSHING A. J., 2013. – One man, 73 years, and 25 species. Evaluating phenological responses using a lifelong study of first flowering dates. *International journal of biometeorology*, **57** (3) : 367–375.
- BONHAM C. D., 1989. – *Measurements for Terrestrial Vegetation*. New-York, USA : John Wiley and Sons, 352 p.
- BOTINEAU M., 1985. – Contribution a l'étude botanique de la haute et moyenne valee de la Vienne (phytogeographie-phytosociologie). *Bulletin de la Société botanique du Centre-Ouest*, **NS** (6) : 1-352.
- BOTINEAU M., DESCUBES-GOUILLY C., GHESTEM A. & VILKS A., 1985. – Les hêtraies, hêtraies-chênaies et groupements associés (ourlets, coupes) des hauts plateaux du Limousin. *Colloques phytosociologiques*, **XIV** : 99-113.
- BOTINEAU M., DESCUBES-GOUILLY C., GHESTEM A. & VILKS A., 1986. – Les prairies «montagnardes» du Limousin; essai d'appréciation de leur valeur pastorale. *Documents phytosociologiques*, **10** (1) : 77–95.
- BOTINEAU M. & GEHU J. M., 2005. – Les landes atlantiques. *Coll. Phytosoc*, **26** : 131–149.
- BOUCHET J. M., DELTREIL J. P., MANAUD F., MAURER D., TRUT G., DENO J. P., MASSON N., PELLIER C., D'AMICO F., CANTIN C., CHAPRON V., AUBY I. & L'YAVANC J., 1997. – Étude intégrée du bassin d'Arcachon, Arcachon, IFREMER, 5 tomes.
- BOULLET V. & GEHU J. M., 1984. – Première contribution à l'étude des pelouses calcaires du Crétacé des Charentes in *La végétation des pelouses calcaires*. GéoProdig, portail d'information géographique, <http://geoprodig.cnrs.fr/items/show/170802> Consulté le 20/12/2017.
- BOUZILLE J.-B., 2007. – *Gestion des habitats naturels et biodiversité: Concepts, méthodes et démarches*. Tec & Doc Lavoisier, 331 p.
- BOZINOVIC F. & PÖRTNER H.-O., 2015. – Physiological ecology meets climate change. *Ecology and Evolution*, **5** (5) : 1025-1030 doi : 10.1002/ece3.1403.
- BRADY W. W., MITCHELL J. E., BONHAM C. D. & COOK J. W., 1995. – Assessing the power of the point-line transect to monitor changes in plant basal cover. *Journal of Range Management*, : 187–190.
- BRAS R. L., 1990. – *Hydrology : an introduction to hydrologic science*. Reading, Mass. : Addison-Wesley, 643 p.
- BRAUN-BLANQUET J., 1928. – À propos d'associations végétales. *Arch. Bot.[Caen]*, **2** : 67–68.
- BRISCHOUX F., DUPOUE A., LOURDAIS O. & ANGELIER F., 2016. – Effects of mild wintering conditions on body mass and corticosterone levels in a temperate reptile, the aspic viper (*Vipera aspis*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, **192** : 52-56 doi : 10.1016/j.cbpa.2015.11.015.
- BROMMER J. E. & FRED M. S., 1999. – Movement of the Apollo butterfly *Parnassius apollo* related to host plant and nectar plant patches. *Ecological Entomology*, **24** (2) : 125-131 doi : 10.1046/j.1365-2311.1999.00190.x.
- BROWN E., PREGITZER S., REED D. & BURTON J., 2000. – Predicting Daily Mean Soil Temperature from Daily Mean Air Temperature in Four Northern Hardwood Forest Stands. *Forest Science*, **46** (2) : 297-301.

- BROWN J. A., ROBERTSON B. L. & McDONALD T., 2015. – Spatially Balanced Sampling: Application to Environmental Surveys, *Procedia Environmental Sciences. Spatial Statistics conference 2015*, **27** (6-9) : 4.
- BRYN R. & JACQUEMYN H., 2009. – Biological Flora of the British Isles: *Primula veris* L. *Journal of Ecology*, **97** (3) : 581-600 doi : 10.1111/j.1365-2745.2009.01495.x.
- BUCKLAND S. T. & HANDEL C. M., 2006. – Point-transect surveys for songbirds: robust methodologies. *The Auk*, **123** (2) : 345-357 doi : 10.1642/0004-8038(2006)123[345:PSFSRM]2.0.CO;2.
- BULTEAU T., MUGICA J., MALLET C., GARNIER C., ROSEBERY D., MAUGARD F., NICOLAE LERMA A., NAHON A. & MILLESCAMPS B., 2014. – Evaluation de l'impact des tempêtes de l'hiver 2013-2014 sur la morphologie de la Côte Aquitaine. BRGM/RP-63797-FR, 68 p.
- BUREL F. & BAUDRY J., 1999. – *Ecologie du paysage: concepts, méthodes et applications*. Éd. Tec & doc, 359 p.
- BURGESS P., 2009. – Variation in light intensity at different latitudes and seasons, effects of cloud cover, and the amounts of direct and diffused light. Presentation to continuous cover forestry group (CCFG) Scientific Meeting, Westonbirt Arboretum, Gloucestershire.
- CAREY C. & ALEXANDER M. A., 2003. – Climate change and amphibian declines: is there a link? *Diversity and distributions*, **9** (2) : 111-121.
- CARVALHO S. B., BRITO J. C., CRESPO E. J. & POSSINGHAM H. P., 2010. – From climate change predictions to actions – conserving vulnerable animal groups in hotspots at a regional scale: FROM CLIMATE CHANGE PREDICTIONS TO ACTIONS. *Global Change Biology*, **16** (12) : 3257-3270 doi : 10.1111/j.1365-2486.2010.02212.x.
- CASTELLE B., MARIEU V., BUJAN S., SPLINTER K. D., ROBINET A., SENECHAL N. & FERREIRA S., 2015. – Impact of the winter 2013-2014 series of severe Western Europe storms on a double-barred sandy coast: Beach and dune erosion and megacusp embayments. *Geomorphology*, **238** (Supplement C) : 135-148 doi : 10.1016/j.geomorph.2015.03.006.
- CAVIERES L. A., BADANO E. I., SIERRA-ALMEIDA A. & MOLINA-MONTENEGRO M. A., 2007. – Microclimatic Modifications of Cushion Plants and Their Consequences for Seedling Survival of Native and Non-native Herbaceous Species in the High Andes of Central Chile. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, **39** (2) : 229-236 doi : 10.1657/1523-0430(2007)39[229:MMOCPA]2.0.CO;2.
- CEBALLOS G., EHRLICH P. R., BARNOSKY A. D., GARCIA A., PRINGLE R. M. & PALMER T. M., 2015. – Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, **1** (5) : e1400253 doi : 10.1126/sciadv.1400253.
- CEBALLOS G., EHRLICH P. R. & DIRZO R., 2017. – Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **114** (30) : E6089-E6096 doi : 10.1073/pnas.1704949114.
- CENTRE NATIONAL DE RECHERCHES METEOROLOGIQUES., 2017. – La Couche Limite Atmosphérique. <https://www.umr-cnrm.fr/spip.php?article430> Consulté le 22/12/2017.
- CERRATO C., LAI V., BALLETO E. & BONELLI S., 2016. – Direct and indirect effects of weather variability in a specialist butterfly. *Ecological Entomology*, **41** (3) : 263-275 doi : 10.1111/een.12296.

- CHAALALI A., CHEVILLOT X., BEAUGRAND G., DAVID V., LUCZAK C., BOËT P., SOTTOLICCHIO A. & SAUTOUR B., 2013. – Changes in the distribution of copepods in the Gironde estuary: A warming and marinisation consequence? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **134** (Supplement C) : 150-161 doi : 10.1016/j.ecss.2012.12.004.
- CHABROL L. & REIMRINGER K., 2011. – Catalogue des végétations du Parc naturel régional de Millevaches en Limousin. Conservatoire botanique national du Massif central/Parc naturel régional de Millevaches en Limousin, 240 p.
- CHAO A. & CHIU C.-H., 2016. – Bridging the variance and diversity decomposition approaches to beta diversity via similarity and differentiation measures. *Methods in Ecology and Evolution*, **7** (8) : 919-928 doi : 10.1111/2041-210X.12551.
- CHAO A., CHIU C.-H. & HSIEH T. C., 2012. – Proposing a resolution to debates on diversity partitioning. *Ecology*, **93** (9) : 2037-2051 doi : 10.1890/11-1817.1.
- CHAO A. & JOST L., 2012. – Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, **93** (12) : 2533-2547 doi : 10.1890/11-1952.1.
- CHAO A., MA K. H. & HSIEH T. C., 2016. – iNEXT online: interpolation and extrapolation.
- CHARLES E., IDIER D., DELECLUSE P., DEQUE M. & COZANNET G. L., 2012. – Climate change impact on waves in the Bay of Biscay, France. *Ocean Dynamics*, **62** (6) : 831-848 doi : 10.1007/s10236-012-0534-8.
- CHEN X. & FENG T., 2016. – Patterns of Butterfly distribution in Alabama, USA (Lepidoptera). *Biodiversity Journal*, **7** (1) : 25-32.
- CHIU C.-H., JOST L. & CHAO A., 2014a. – Phylogenetic beta diversity, similarity, and differentiation measures based on Hill numbers. *Ecological Monographs*, **84** (1) : 21-44 doi : 10.1890/12-0960.1.
- CHIU C.-H., WANG Y.-T., WALTHER B. A. & CHAO A., 2014b. – An improved nonparametric lower bound of species richness via a modified good-turing frequency formula. *Biometrics*, **70** (3) : 671-682 doi : 10.1111/biom.12200.
- CHUINE I., COUR P. & ROUSSEAU D. D., 1999. – Selecting models to predict the timing of flowering of temperate trees: implications for tree phenology modelling. *Plant, Cell & Environment*, **22** (1) : 1-13 doi : 10.1046/j.1365-3040.1999.00395.x.
- CLUSELLA-TRULLAS S. & CHOWN S. L., 2011. – Comment on « Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches ». *Science (New York, N.Y.)*, **332** (6029) : 537 doi : 10.1126/science.1195193.
- COLARDELLE E., 2010. – Physiologie énergétique de la Chouette Effraie (*Tyto alba*): Etude de la thermorégulation. Ecole nationale vétérinaire d'Alfort, 134 p.
- COLWELL R. K., CHAO A., GOTELLI N. J., LIN S. Y., MAO C. X., CHAZDON R. L. & LONGINO J. T., 2012. – Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology*, **5** (1) : 3-21 doi : doi.org/10.1093/jpe/rtr044.
- COMPS B., LETOUZEY J. & TIMBAL J., 1980a. – Essai de synthèse phytosociologique sur les hêtraies calcicoles du domaine alantique. *Documents phytosociologiques*, **5** : 177-191.
- COMPS B., LETOUZEY J. & TIMBAL J., 1980b. – Essai de synthèse phytosociologique sur les hêtraies acidiphiles et neutres du domaine alantique. *Documents phytosociologiques*, **5** : 409-443.

- COMPS B., LETOUZEY J. & TIMBAL J., 1986. – Etude synsystématique des hêtraies pyrénéennes et des régions limitrophes (Espagne et piémont aquitain). *Phytocoenologia*, **14** (2) : 145-236.
- CONSEIL GENERAL DES LANDES., 2010. – Les lagunes des Landes de Gascogne – Inventaire cartographique. Conseil Général des Landes, 25 p.
- CONSEIL GENERAL DES LANDES., 2011. – Les lagunes du département des Landes – Atlas cartographique. Conseil Général des Landes, 84 p.
- CORMONT A., WIEGER WAMELINK G. W., JOCHEM R., WALLISDEVRIES M. F. & WEGMAN R. M. A., 2013. – Host plant-mediated effects of climate change on the occurrence of the Alcon blue butterfly (*Phengaris alcon*). *Ecological Modelling*, **250** : 329-337 doi : 10.1016/j.ecolmodel.2012.11.022.
- CORN P. S., 2005. – Climate change and amphibians. *Animal Biodiversity and Conservation*, **28** (1) : 59-67.
- CORN P. S., 2007. – Amphibians and disease: Implications for conservation in the Greater Yellowstone Ecosystem. *Yellowstone Science*, **15** (2) : 11-16.
- CORN P. S. & MUTHS E., 2002. – Variable Breeding Phenology Affects the Exposure of Amphibian Embryos to Ultraviolet Radiation. *Ecology*, **83** (11) : 2958-2963 doi : 10.2307/3071830.
- COSSON E., 1995. – Etude sur la biologie, l'écologie et la répartition dans le Jura de *Parnassius apollo* L. (Lepidoptera : Papilionidae). Mémoire de D. E. A., 29 p.
- COSTE H., 1901. – Flore descriptive et illustrée de la France, de la Corse et des contrées limitrophes : Vol. 1. Paris : Librairie des Sciences Naturelles.
- COSTE H. & FLAHAULT C., 1903. – Flore descriptive et illustrée de la France, de la Corse et des contrées limitrophes: Vol. 2. Paris : Librairie des Sciences et des Arts.
- COSTE H. & FLAHAULT C., 1906. – Flore descriptive et illustrée de la France, de la Corse et des contrées limitrophes : Vol. 3. Paris : Librairie des Sciences Naturelles.
- COULLAUD R., 2010. – Suivi intégré de la flore et de l'entomofaune dans le contexte du changement climatique au sein du Parc naturel régional du Haut-Jura. Rapport initial : mise en place du suivi floristique. Conservatoire botanique national de Franche-Comté, Parc naturel régional du Haut-Jura, 16 p.
- COUVET D., DEVICTOR V. & JIGUET F., 2011. – Scientific contributions of extensive biodiversity monitoring. *Comptes Rendus Biologies*, **334** : 370-377.
- CROCKATT M. E. & BEBBER D. P., 2015. – Edge effects on moisture reduce wood decomposition rate in a temperate forest. *Global Change Biology*, **21** (2) : 698-707 doi : 10.1111/gcb.12676.
- CURTIS R. J., BRERETON T. M., DENNIS R. L. H., CARBONE C. & ISAAC N. J. B., 2015. – Butterfly abundance is determined by food availability and is mediated by species traits. *Journal of Applied Ecology*, **52** (6) : 1676-1684 doi : 10.1111/1365-2664.12523.
- D'AMEN M. & BOMBI P., 2009. – Global warming and biodiversity: Evidence of climate-linked amphibian declines in Italy. *Biological Conservation*, **142** (12) : 3060-3067 doi : 10.1016/j.biocon.2009.08.004.
- DAMUTH J., 1981. – Population density and body size in mammals. *Nature*, **290** (5808) : 699 doi : 10.1038/290699a0.



- DANIELS R. E. & EDDY A., 1990. – Handbook of European Sphagna. Institute of Terrestrial Ecology. Natural Environment Research Council. London : HMSO.
- DASZAK P., SCOTT D. E., KILPATRICK A. M., FAGGIONI C., GIBBONS J. W. & PORTER D., 2005. – Amphibian Population Declines at Savannah River Site are Linked to Climate, Not Chytridiomycosis. *Ecology*, **86** (12) : 3232-3237.
- DAVIS M. B. & SHAW R. G., 2001. – Range Shifts and Adaptive Responses to Quaternary Climate Change. *Science*, **292** (5517) : 673-679 doi : 10.1126/science.292.5517.673.
- DAVY R., ESAU I., CHERNOKULSKY A., OUTTEN S. & ZILITINKEVICH S., 2017. – Diurnal asymmetry to the observed global warming. *International Journal of Climatology*, **37** (1) : 79-93 doi : 10.1002/joc.4688.
- DELBOSC P., 2015. – Phytosociologie dynamico-caténale des végétations de la Corse: méthodologies typologique et cartographique. Brest, 748 p.
- DELZON S., URLI M., SAMALENS J.-C., LAMY J.-B., LISCHKE H., SIN F., ZIMMERMANN N. E. & PORTE A. J., 2013. – Field evidence of colonisation by Holm oak, at the northern margin of its distribution range, during the Anthropocene period. *PloS one*, **8** (11) : e80443.
- DENNIS E. B., MORGAN B. J. T. & RIDOUT M. S., 2015. – Computational aspects of N-mixture models. *Biometrics*, **71** (1) : 237-246 doi : 10.1111/biom.12246.
- DESCHAMPS-COTTIN M., 1998. – Facteurs écologiques de la distribution de *Parnassius apollo* L. (Lepidoptera: Papilionidae), du maintien et de l'extinction des populations en France. Conséquences pour l'établissement d'une politique de conservation efficace. Aix-Marseille Université.
- DESCIMON H., 1994. – Les parnassius français: écologie, génétique, perspectives pour leur conservation. *Insectes*, **93** : 2-6.
- DESCIMON H., 1995. – La conservation des *Parnassius* en France: aspects zoogéographiques, écologiques, démographiques et génétiques. Gyancourt, Paris : OPIE, 54 p.
- DESCIMON H., BACHELARD P., BOITIER E. & PIERRAT V., 2005. – Decline and extinction of *Parnassius apollo* populations in France-continued. Dans : Kühn E, Feldmann R, Thomas JA, Settele J (2005) *Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe*, Vol. 1: General Concepts and Case Studies. Pensoft, Sofia/Moscow. , p. 114-115.
- DETHIER M. N., GRAHAM E. S., COHEN S. & TEAR L. M., 1993. – Visual versus random-point percent cover estimations: 'objective' is not always better. *Marine ecology progress series*, : 93-100.
- DIERIG D. A., ADAM N. R., MACKEY B. E., DAHLQUIST G. H. & COFFELT T. A., 2006. – Temperature and elevation effects on plant growth, development, and seed production of two *Lesquerella* species. *Industrial Crops and Products*, **24** (1) : 17-25 doi : 10.1016/j.indcrop.2005.10.004.
- DIJKSTRA K.-D. B., 2007. – Guide des libellules de France et d'Europe. Delachaux & Niestlé, 320 p.
- DUCHATEAU S., BERRONEAU M., CANTEGREL L., GOYENECHÉ L., DE REINACH HIRTZBACH J. & TILLO S., 2012. – Découverte de *Rana pyrenaica* Serra-Cobo, 1993 (Anura : Ranidae) sur le versant nord des Pyrénées. *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, **142-143** : 51-63.
- DUELLMAN W. E. & TRUEB L., 1994. – *Biology of Amphibians*. Baltimore : Johns Hopkins University Press, 670 p.

- DUFAY J., 2014. – Amélioration des connaissances sur la flore rare et menacée et les habitats naturels du littoral sud-landais. Mémoire. Audenge : Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique, 146 p.
- DUPONT P., 2015. – Base de données de connaissance sur les Lépidoptères rhopalocères. Version 01. MNHN, SNPN. <https://inpn.mnhn.fr/site/evaluation/habitat/carte/1230>.
- E SILVA D., 2010. – Ecologie du hêtre (*Fagus sylvatica* L.) en marge sud-ouest de son aire de distribution. Nancy : Nancy 1, 190 p.
- EE J. VAN., WESTBROOK M., YADAV S., ROLAND J. & MATTER S. F., 2015. – Predicting the effects of forest encroachment for *Sedum lanceolatum* and *Rhodiola integrifolia* at a subalpine ecotone. *Alpine Botany*, **125** (2) : 125-135 doi : 10.1007/s00035-015-0148-0.
- ELZINGA C. L., SALZER D. W., WILLOUGHBY J. W. & GIBBS J. P., 2001. – Monitoring plant and animal populations. Blackwell Science, Inc., Great Britain, 360 p.
- ENGLER R., RANDIN C. F., THUILLER W., DULLINGER S., ZIMMERMANN N. E., ARAUJO M. B., PEARMAN P. B., LE LAY G., PIEDALLU C., ALBERT C. H., CHOLER P., COLDEA G., DE LAMO X., DIRNBÖCK T., GEGOUT J.-C. ET AL., 2011. – 21st century climate change threatens mountain flora unequally across Europe. *Global Change Biology*, **17** (7) : 2330-2341 doi : 10.1111/j.1365-2486.2010.02393.x.
- ESCARAVAGE N. & WAGNER J., 2004. – Pollination effectiveness and pollen dispersal in a *Rhododendron ferrugineum* (Ericaceae) population. *Plant Biology* (Stuttgart, Germany), **6** (5) : 606-615 doi : 10.1055/s-2004-821143.
- ETTERSON J. R. & SHAW R. G., 2001. – Constraint to Adaptive Evolution in Response to Global Warming. *Science*, **294** (5540) : 151-154 doi : 10.1126/science.1063656.
- FAURIE C., FERRA C., MEDORI P., DEVAUX J. & HEMPTINNE J.-L., 2011. – Ecologie: Approche scientifique et pratique. Tec & Doc Lavoisier, 531 p.
- FAVENNEC J., 2002. – Connaissance et gestion durable des dunes de la côte Atlantique. Paris : Office national des forêts, 394 p.
- FCBN., 2016. – Base de données de la FCBN. www.siflore.fr Consulté le 20/12/2016.
- FPCN. & GMHL., 2011. – Pelotes ! Vouziers : Félix, 98 p.
- FEEHAN J., HARLEY M. & VAN MINNEN J., 2009. – Climate change in Europe. 1. Impact on terrestrial ecosystems and biodiversity. A review. *Agronomy for Sustainable Development* (EDP Sciences), **29** (3) : 409-421 doi : 10.1051/agro:2008066.
- FERGUSON P. F. B., CONROY M. J. & HEPINSTALL-CYMERMAN J., 2015. – Occupancy models for data with false positive and false negative errors and heterogeneity across sites and surveys. *Methods in Ecology and Evolution*, **6** (12) : 1395-1406 doi : 10.1111/2041-210X.12442.
- FILIPPI-CODACCIONI O., MOUSSUS J.-P., URCUN J.-P. & JIGUET F., 2010. – Advanced departure dates in long-distance migratory raptors. *Journal of Ornithology*, **151** (3) : 687-694 doi : 10.1007/s10336-010-0500-5.
- FITTER A. H., FITTER R. S. R., HARRIS I. T. B. & WILLIAMSON M. H., 1995. – Relationships between first flowering date and temperature in the flora of a locality in central England. *Functional Ecology*, : 55-60.

- FLENNER I. & SAHLEN G., 2008. – Dragonfly community re-organisation in boreal forest lakes: rapid species turnover driven by climate change? *Insect Conservation & Diversity*, **1** (3) : 169-179 doi : 10.1111/j.1752-4598.2008.00020.x.
- FODEN W., VIE J. C., ANGULO A., BUTCHART S., DEVANTIER L., DUBLIN H., GUTSCHE A., STUART S. & TURAK E., 2008. – Species susceptibility to climate change impact. Dans : J.-C. Vié, C. Hilton-Taylor and S.N. Stuart (eds). *The 2008 Review of The IUCN Red List of Threatened Species*. Switzerland : IUCN Gland.
- FOUCAULT (DE) B., 1986. – Données phytosociologiques sur la végétation observée lors de la 12ème session de la SBCO en Limousin et Marche. 12ème session extraordinaire de la SBCO en Limousin. *Bull. Soc. Bot. Centre-Ouest, NS*, **17** : 291-308.
- FOUCAULT (DE) B., 2012. – Contribution au prodrome des végétations de France: les *Nardetea strictae* Rivas Goday in Rivas Goday & Rivas-Mart. 1963. *J. Bot. Soc. Bot. France*, **59** : 241-344.
- FOUFOPOULOS J., KILPATRICK A. M. & IVES A. R., 2011. – Climate change and elevated extinction rates of reptiles from Mediterranean Islands. *The American Naturalist*, **177** (1) : 119-129 doi : 10.1086/657624.
- FOURCADE Y. & ÖCKINGER E., 2017. – Host plant density and patch isolation drive occupancy and abundance at a butterfly's northern range margin. *Ecology and Evolution*, **7** (1) : 331-345 doi : 10.1002/ece3.2597.
- FRANÇOIS D., LE FEON V., BRETAUD J. F., GUINARD E., HENRY M., PINEAU C. & VAISSIERE B., à paraître. – Pollinifère – Potentiel des dépendances vertes d'infrastructures linéaires de transport pour la préservation et la dispersion des pollinisateurs sauvages. Rapport final.
- FRED M. S. & BROMMER J. E., 2003. – Influence of Habitat Quality and Patch Size on Occupancy and Persistence in two Populations of the Apollo Butterfly (<Emphasis Type="Italic">Parnassius apollo</Emphasis>). *Journal of Insect Conservation*, **7** (2) : 85-98 doi : 10.1023/A:1025522603446.
- FRED M. S., O'HARA R. B. & BROMMER J. E., 2006. – Consequences of the spatial configuration of resources for the distribution and dynamics of the endangered *Parnassius apollo* butterfly. *Biological Conservation*, **130** (2) : 183-192 doi : 10.1016/j.biocon.2005.12.012.
- FY F. & BISSOT R., 2014. – Mise en place et évaluation de l'état de conservation des végétations des pelouses calcicoles sur les sites Natura 2000 de Poitou-Charentes. *Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique*, 44 p.
- GARGOMINY P., TERCERIE S., REGNIER C., RAMAGE T., SCHOELINCK C., DUPONT P., VANDEL E., DASZKIEWICZ P. & PONCET L., 2015. – TAXREF v9. 0, référentiel taxonomique pour la France: Méthodologie, mise en oeuvre et diffusion. Rapport SPN., Paris : Muséum national d'Histoire naturelle, 126 p.
- GAUDNIK C., CORCKET E., CLEMENT B., DELMAS C. E., GOMBERT-COURVOISIER S., MULLER S., STEVENS C. J. & ALARD D., 2011. – Detecting the footprint of changing atmospheric nitrogen deposition loads on acid grasslands in the context of climate change. *Global Change Biology*, **17** (11) : 3351-3365.
- GEHU J.-M. & GEHU-FRACK J., 1973. – Contribution à l'étude phytosociologique des landes du sud ouest de la France. *Colloques phytosociologiques*, **II** : 75-89.
- GEORGES J. Y. & ROY C., (soumis). Individual variation in reproductive strategies in a freshwater turtle. *Journal of Animal Ecology*. .
- GHESTEM A. & GEHU J. M., 1974. – Documents phytosociologiques pour la région du Lac de Vassivière (Limousin). *Mém. Soc. Sci. Nat. Archéo. Creuse*, **38** (1-2) : 1-61.

- GIBBON J. W., SCOTT D. E., RYAN T. J., BUHLMANN K. A., TUBERVILLE T. D., METTS B. S., GREENE J. L., MILLS T., LEIDEN Y., POPPY S. & WINNE C. T., 2000. – The Global Decline of Reptiles, Déjà Vu Amphibians: Reptile species are declining on a global scale. Six significant threats to reptile populations are habitat loss and degradation, introduced invasive species, environmental pollution, disease, unsustainable use, and global climate change. *BioScience*, **50** (8) : 653-666 doi : 10.1641/0006-3568(2000)050[0653:TGDORD]2.0.CO;2.
- GIEC., 2013. – Changements climatiques 2013 les éléments scientifiques : extraits de la contribution du groupe de travail I au cinquième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. Geneva, Switzerland : Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, 204 p.
- GODINEZ-ALVAREZ H., HERRICK J. E., MATTOCKS M., TOLEDO D. & VAN ZEE J., 2009. – Comparison of three vegetation monitoring methods: Their relative utility for ecological assessment and monitoring. *Ecological Indicators*, **9** (5) : 1001-1008 doi : 10.1016/j.ecolind.2008.11.011.
- GOOD I. J., 1953. – The Population Frequencies of Species and the Estimation of Population. Parameters. *Biometrika*, **40** (3-4) : 237-264 doi : 10.1093/biomet/40.3-4.237.
- GORDO O. & SANZ J. J., 2005. – Phenology and climate change: a long-term study in a Mediterranean locality. *Oecologia*, **146** (3) : 484-495.
- GORDO O. & SANZ J. J., 2009. – Long-term temporal changes of plant phenology in the Western Mediterranean. *Global Change Biology*, **15** (8) : 1930-1948.
- GORDO O. & SANZ J. J., 2010. – Impact of climate change on plant phenology in Mediterranean ecosystems. *Global Change Biology*, **16** (3) : 1082-1106.
- GOURVIL P.-Y., SOULET D., COUANON V., SANNIER M., DROUET E., SIMPSON D. & VAN HALDER I., 2016. – Pré-Atlas des rhopalocères et zygènes d'Aquitaine. Synthèse des connaissances 1995 – 2015. France : CEN Aquitaine, LPO Aquitaine, 217 p.
- GRAAE B. J., DE FRENNE P., KOLB A., BRUNET J., CHABRERIE O., VERHEYEN K., PEPIN N., HEINKEN T., ZOBEL M., SHEVTSOVA A., NIJS I. & MILBAU A., 2012. – On the use of weather data in ecological studies along altitudinal and latitudinal gradients. *Oikos*, **121** (1) : 3-19 doi : 10.1111/j.1600-0706.2011.19694.x.
- GRAND D., 2009. – Les libellules et le réchauffement climatique. *Rev. sci Bourgogne Nature. Revue Scientifique de Bourgogne-Nature*, **9** (10) : 124-133.
- GRAND D. & BOUDOT J. P., 2006. – Les Libellules de France, Belgique et Luxembourg. *Biotope*, Mèze, 480 p.
- GRILLET P., CHEYLAN M. & DUSOULIER F., 2006. – Évolution des habitats et changement climatique. *ecologia mediterranea*, **32** : 64.
- GRUPE MAMMALOGIQUE ET HERPETOLOGIQUE DU LIMOUSIN., 1998. – Mammifères, Reptiles, Amphibiens du Limousin. *GMHL*, 227 p.
- GRUBER M., 1991. – Les relations climat-végétation dans les Pyrénées centrales françaises. *Acta Botanica Malacitana*, **16** (2) : 405-415.
- GUILLERA-ARROITA G., RIDOUT M. S. & MORGAN B. J. T., 2010. – Design of occupancy studies with imperfect detection. *Methods in Ecology & Evolution*, **1** : 131-139.

- GUILLON M., 2012. – De la physiologie à la répartition : Adaptations climatiques et sensibilité thermique chez une relique glaciaire. Université de Poitiers, 244 p.
- GUILLON M., GUILLER G., DENARDO D. F. & LOURDAIS O., 2014. – Microclimate preferences correlate with contrasted evaporative water loss in parapatric vipers at their contact zone. *Canadian Journal of Zoology*, **92** (1) : 81-86 doi : 10.1139/cjz-2013-0189.
- GUNDERSON A. R. & LEAL M., 2016. – A conceptual framework for understanding thermal constraints on ectotherm activity with implications for predicting responses to global change. *Ecology Letters*, **19** (2) : 111-120 doi : 10.1111/ele.12552.
- VON HAGEN E. & VON AICHHORN A., 2014. – Hummeln: bestimmen, ansiedeln, vermehren, schützen. 6^e éd., Fauna Verlag, 360 p.
- HANSPACH J., LOOS J., DORRESTEIJN I., VON WEHRDEN H., MOGA C. I. & DAVID A., 2015. – Functional diversity and trait composition of butterfly and bird communities in farmlands of Central Romania. *Ecosystem Health and Sustainability*, **1** (10) : 1-8 doi : 10.1890/EHS15-0027.1.
- HARRISON P. J., BUCKLAND S. T., YUAN Y., ELSTON D. A., BREWER M. J., JOHNSTON A. & PEARCE-HIGGINS J. W., 2014. – Assessing trends in biodiversity over space and time using the example of British breeding birds. *Journal of Applied Ecology*, **51** (6) : 1650-1660 doi : 10.1111/1365-2664.12316.
- HASSALL C. & THOMPSON D. J., 2008. – The effects of environmental warming on Odonata: a review. *International Journal of Odonatology*, **11** (2) : 131-153 doi : 10.1080/13887890.2008.9748319.
- HASSALL C., THOMPSON D. J., FRENCH G. C. & HARVEY I. F., 2007. – Historical changes in the phenology of British Odonata are related to climate. *Global Change Biology*, **13** (5) : 933-941 doi : 10.1111/j.1365-2486.2007.01318.x.
- HENDLE K., DICK D., HARPKE A., KÜHN I., SCHWEIGER O. & SETTELE J., 2008. – Climate Change Impacts on European Amphibians and Reptiles., 39 p.
- HETEM R. S., FULLER A., MALONEY S. K. & MITCHELL D., 2014. – Responses of large mammals to climate change. *Temperature*, **1** (2) : 115-127 doi : 10.4161/temp.29651.
- HICKLING R., ROY D. B., HILL J. K. & THOMAS C. D., 2005. – A northward shift of range margins in British Odonata. *Global Change Biology*, **11** (3) : 502-506 doi : 10.1111/j.1365-2486.2005.00904.x.
- HILL J. K., GRIFFITHS H. M. & THOMAS C. D., 2011. – Climate change and evolutionary adaptations at species' range margins. *Annual Review of Entomology*, **56** : 143-159 doi : 10.1146/annurev-ento-120709-144746.
- HILL M. O., 1973. – Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, **54** (2) : 427-432 doi : 10.2307/1934352.
- HODKOVA M. & HODEK I., 1997. – Temperature Regulation of Supercooling and Gut Nucleation in Relation to Diapause of *Pyrrhocoris apterus*(L.) (Heteroptera). *Cryobiology*, **34** (1) : 70-79 doi : 10.1006/cryo.1996.1985.
- HORTOLAN M., 2010. – Sciences participatives et biodiversité. Implcation du public, portée éducative et pratiques pédagogiques associées. Ifrée, 107 p.
- HOULLIER F., 2016. – Les Sciences participatives en France. Etat des lieux, bonnes pratiques & recommandations. Ministère de l'Education nationale, de l'Enseignement supérieur et de la Recherche, 122 p.

- HOWARD C., STEPHENS P. A., PEARCE-HIGGINS J. W., GREGORY R. D. & WILLIS S. G., 2014. – Improving species distribution models: the value of data on abundance. *Methods in Ecology and Evolution*, **5** (6) : 506-513 doi : 10.1111/2041-210X.12184.
- HUEY R. B., HERTZ P. E. & SINERVO B., 2003. – Behavioral drive versus behavioral inertia in evolution: a null model approach. *The American Naturalist*, **161** (3) : 357-366 doi : 10.1086/346135.
- HUEY R. B., KEARNEY M. R., KROCKENBERGER A., HOLTUM J. A. M., JESS M. & WILLIAMS S. E., 2012. – Predicting organismal vulnerability to climate warming: roles of behaviour, physiology and adaptation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **367** (1596) : 1665-1679 doi : 10.1098/rstb.2012.0005.
- HUEY R. B. & KINGSOLVER J. G., Evolution of thermal sensitivity of ectotherm performance. *Trends in Ecology & Evolution*, **4** (5) : 131-135 doi : 10.1016/0169-5347(89)90211-5.
- HUGHES L., 2000. – Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends in Ecology & Evolution*, **15** (2) : 56-61 doi : 10.1016/S0169-5347(99)01764-4.
- HURLBERT S. H., 1984. – Pseudoreplication and the Design of Ecological Field Experiments. *Ecological Monographs*, **54** (2) : 187-211 doi : 10.2307/1942661.
- INOUE D. W., BARR B., ARMITAGE K. B. & INOUE B. D., 2000. – Climate change is affecting altitudinal migrants and hibernating species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **97** (4) : 1630-1633 doi : 10.1073/pnas.97.4.1630.
- IPCC., 2014. – *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Working Group II Contribution to the IPCC 5th Assessment Report.* Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, USA.
- ISE T., DUNN A. L., WOFSY S. C. & MOORCROFT P. R., 2008. – High sensitivity of peat decomposition to climate change through water-table feedback. *Nature Geoscience*, **1** (11) : 763-766.
- ISERBYT S., 2009. – La faune des bourdons (Hymenoptera: Apidae) du Parc National des Pyrénées occidentales et des zones adjacentes. *Annales de la Société entomologique de France (N.S.)*, **45** (2) : 217-244 doi : 10.1080/00379271.2009.10697603.
- JAESCHKE A., BITTNER T., REINEKING B. & BEIERKUHNLIN C., 2013. – Can they keep up with climate change? – Integrating specific dispersal abilities of protected Odonata in species distribution modelling. *Insect Conservation and Diversity*, **6** (1) : 93-103 doi : 10.1111/j.1752-4598.2012.00194.x.
- JENNI L. & KERY M., 2003. – Timing of autumn bird migration under climate change: advances in long-distance migrants, delays in short-distance migrants. *Proceedings Biological Sciences*, .
- JONZEN N., LINDEN A., ERGON T., KNUDSEN E., VIK J. O., RUBOLINI D., PIACENTINI D., BRINCH C., SPINA F., KARLSSON L., STERVANDER M., ANDERSSON A., WALDENSTRÖM J., LEHIKONEN A., EDVARSEN E., SOLVANG R. & STENSETH N. C., 2006. – Rapid Advance of Spring Arrival Dates in Long-Distance Migratory Birds. *Science*, **312** (5782) : 1959-1961 doi : 10.1126/science.1126119.
- JOOS J., KIRCHNER M., VAMBERGER M., KAVIANI M., RAHIMIBASHAR M. R., FRITZ U. & MÜLLER J., 2017. – Climate and patterns of body size variation in the European pond turtle, *Emys orbicularis*. *Biological Journal of the Linnean Society*, **122** (2) : 351-365 doi : 10.1093/biolinnean/blx056.

- JOSEPH L. N., ELKIN C., MARTIN T. G. & POSSINGHAM H. P., 2009. – Modeling abundance using N-mixture models: the importance of considering ecological mechanisms. *Ecological Applications*, **19** (3) : 631-642 doi : 10.1890/07-2107.1.
- JOURDE P., GRANGER M., SARDIN J.-P., MERCIER F. & COLLECTIF (GROUPE ORNITHOLOGIQUE DES DEUX-SEVRES), 2015. – Les oiseaux du Poitou-Charentes. Fontenay-le-Comte : Poitou-Charentes Nature, 432 p.
- KEARNEY M. & PORTER W., 2009. – Mechanistic niche modelling: combining physiological and spatial data to predict species' ranges. *Ecology Letters*, **12** (4) : 334-350 doi : 10.1111/j.1461-0248.2008.01277.x.
- KEARNEY M. R. & PORTER W. P., 2017. – NicheMapR – an R package for biophysical modelling: the microclimate model. *Ecography*, **40** (5) : 664-674 doi : 10.1111/ecog.02360.
- KENNETH DODD JR C., 2016. – Reptile Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques. xford University Press., Oxford, New York, 496 p.
- KERMORVANT C., CAILL-MILLY N., D'AMICO F., BRU N., SANCHEZ F., LISSARDY M. & BROWN J., 2017. – Optimization of a survey using spatially balanced sampling: a single-year application of clam monitoring in the Arcachon Bay (SW France). *Aquatic Living Resources*, **30** : 37.
- KERR J. T., SOUTHWOOD T. R. E. & CIHLAR J., 2001. – Remotely sensed habitat diversity predicts butterfly species richness and community similarity in Canada. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **98** (20) : 11365-11370 doi : 10.1073/pnas.201398398.
- KERR J. T., VINCENT R. & CURRIE D. J., 1998. – Lepidopteran richness patterns in North America. *Écoscience*, **5** (4) : 448-453.
- KERY M. & CHANDLER R., 2016. – Dynamic occupancy models in unmarked. Swiss Ornithological Institute and University of Georgia, 24 p.
- KERY M., GUILLERA-ARROITA G. & LAHOZ-MONFORT J. J., 2013. – Analysing and mapping species range dynamics using occupancy models. *Journal of Biogeography*, **40** (8) : 1463-1474 doi : 10.1111/jbi.12087.
- KERY M. & ROYLE J. A., 2015. – Applied Hierarchical Modeling in Ecology: Analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS: Volume 1:Prelude and Static Models. Academic Press, 810 p.
- KERY M. & SCHAUB M., 2011. – Bayesian Population Analysis using WinBUGS: A Hierarchical Perspective. Boston : Academic Press, 554 p.
- KESEL R. & URBAN K., 1999. – Population Dynamics of *Gentiana pneumonanthe* and *Rhynchospora fusca* during Wet Heathland Restoration. *Applied Vegetation Science*, **2** (1) : 149-156 doi : 10.2307/1478892.
- KLECKOVA I. & KLECKA J., 2016. – Facing the Heat: Thermoregulation and Behaviour of Lowland Species of a Cold-Dwelling Butterfly Genus, *Erebia*. *PLoS One*, **11** (3) : e0150393 doi : 10.1371/journal.pone.0150393.
- KOLAROVA E., NEKOVAR J. & ADAMIK P., 2014. – Long-term temporal changes in central European tree phenology (1946– 2010) confirm the recent extension of growing seasons. *International journal of biometeorology*, **58** (8) : 1739–1748.
- KONVICKA M., BENES J., ČIZEK O., KURAS T. & KLECKOVA I., 2016. – Has the currently warming climate affected populations of the mountain ringlet butterfly, *Erebia epiphron* (Lepidoptera: Nymphalidae), in low-elevation mountains? *EJE*, **113** (1) : 295-301 doi : 10.14411/eje.2016.036.

- KÖRNER C., 2000. – The alpine life zone under global change. *Gayana. Botánica*, **57** (1) : 1-17 doi : dx.doi.org/10.4067/S0717-66432000000100001.
- KÖRNER C., 2007. – The use of ‘altitude’ in ecological research. *Trends in Ecology & Evolution*, **22** (11) : 569-574 doi : 10.1016/j.tree.2007.09.006.
- KRAUSS J., STEFFAN-DEWENTER I. & TSCHARNTKE T., 2003. – How does landscape context contribute to effects of habitat fragmentation on diversity and population density of butterflies? *Journal of Biogeography*, **30** (6) : 889-900 doi : 10.1046/j.1365-2699.2003.00878.x.
- KUUSAAARI M., HELIÖLÄ J., LUOTO M. & PÖYRY J., 2007. – Determinants of local species richness of diurnal Lepidoptera in boreal agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **122** (3) : 366-376 doi : 10.1016/j.agee.2007.02.008.
- LA SOCIETE FRANÇAISE D’ODONATOLOGIE. & MUSEUM NATIONAL D’HISTOIRE NATURELLE., 2017. – Suivi temporel des Libellules STELI. Dans le cadre du Plan National d’Actions en faveur des Odonates et du programme Vigie-Nature, 5 p.
- LAFON P., BISSOT R., CAZE G., FY F., GOUEL S., HARDY F. & LE FOULER A., 2017. – Synopsis des végétations du territoire d’agrément du Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique. .
- LAFON P. & LE FOULER A., 2014. – Suivi des végétations de landes et tourbières acidiphiles d’Aquitaine – Méthode et mise en place. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique/DREAL Aquitaine, 19 (+ annexes) p.
- LAFON P., LE FOULER A., DUFAY J., HARDY F. & CAZE G., 2015a. – Les végétations des dunes littorales non boisées d’Aquitaine : synsystème et synchorologie (Euphorbio paraliae – Ammophiletea australis, Koelerio glaucae – Coryneporetea canescentis p.p., Scheuchzerio palustris – Caricetea fuscae p.p.). Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique/DREAL Aquitaine, 114 p.
- LAFON P., LE FOULER A. & MASSART P., 2015b. – Suivi des végétations des dunes non boisées d’Aquitaine. Propositions d’adaptations méthodologiques. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique/DREAL Aquitaine.
- LAFON V., HOAREAU A., MALLET C. & DESPRATS J.-F., 2010. – Suivi du trait de côte en Aquitaine par imagerie Formosat-2. Dans : XIèmes Journées Nationales Génie Côtier-Génie Civil. Editions Paralia CFL, p. 497-504.
- LAFONTAINE G., AMASIFUEN GUERRA C. A., DUCOUSSO A. & PETIT R. J., 2014. – Cryptic no more: soil macrofossils uncover Pleistocene forest microrefugia within a periglacial desert. *New Phytologist*, **204** (3) : 715-729.
- LAFRANCHIS T. A., JUTZELER D., GUILLOSSON J. Y., KAN P. & KAN B., 2015. – La vie des papillons : écologie, biologie et comportement des Rhopalocères de France. Paris : Diatheo, 752 p.
- LAMOTHE T. & BLANCHARD F., 2005. – Etude typologique et fonctionnelle des coteaux marnicoles du Tursan (département des Landes). Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique/DREAL Aquitaine, 50 p.
- LAMPO M., RODRIGUEZ-CONTRERAS A., LA MARCA E. & DASZAK P., 2006. – A chytridiomycosis epidemic and a severe dry season precede the disappearance of *Atelopus* species from the Venezuelan Andes. *The Herpetological Journal*, **16** (4) : 395-402.

- LANGLOIS D. & GILG O., 2007. – Méthode de suivi des milieux ouverts par les Rhopalocères dans les Réserves Naturelles de France. Réserves Naturelles de France, 34 p.
- LAPRAZ G., 1963. – La végétation de l'Entre-deux-mers. Mém. Soc. sci. phys. nat. Bordeaux, : 97–110.
- LAVOREL S. & GARNIER E., 2002. – Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: Revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*, **16** (5) : 545-556 doi : 10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x.
- LAWSON C. R., BENNIE J. J., THOMAS C. D., HODGSON J. A. & WILSON R. J., 2014. – Active Management of Protected Areas Enhances Metapopulation Expansion Under Climate Change. *Conservation Letters*, **7** (2) : 111-118 doi : 10.1111/conl.12036.
- LE FOULER A., 2012. – Le suivi des végétations des rives des étangs arrière-littoraux d'Aquitaine – Méthode et premiers éléments. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique/DREAL Aquitaine, 79 p.
- LE FOULER A., 2013. – Le suivi des pelouses calcicoles d'Aquitaine – Méthodes et première lecture. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique/DREAL Aquitaine, 104 p.
- LE FOULER A. & BLANCHARD F., 2011a. – Méthodologie d'évaluation et de suivi de l'état de conservation des lagunes du plateau landais et première lecture d'un échantillon de 86 lagunes. Vol. 1 : méthodologie et premiers résultats. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique/DREAL Aquitaine, 38 p.
- LE FOULER A. & BLANCHARD F., 2011b. – Méthodologie d'évaluation et de suivi de l'état de conservation des lagunes du plateau landais et première lecture d'un échantillon de 86 lagunes. Vol. 2 : Fiches descriptives et cartes de localisation des lagunes. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique/DREAL Aquitaine, 211 p.
- LE FOULER A. & CAZE G., 2012. – Schéma pluriannuel de suivi de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire d'Aquitaine. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique/DREAL Aquitaine, 12 p.
- LE TREUT H., 2013. – Les impacts du changement climatique en Aquitaine: un état des lieux scientifique. Pessac, France : Presses universitaires de Bordeaux : LGPA-Editions, 360 p.
- LEBOURGEOIS F., BREDAN., ULRICH E. & GRANIER A., 2005. – Climate-tree-growth relationships of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in the French Permanent Plot Network (RENECOFOR). *Trees*, **19** (4) : 385–401.
- LEGRAND D., LARRANAGA N., BERTRAND R., DUCATEZ S., CALVEZ O., STEVENS V. M. & BAGUETTE M., 2016. – Evolution of a butterfly dispersal syndrome. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **283** (1839) doi : 10.1098/rspb.2016.1533.
- LENK P., FRITZ U., JOGER U. & WINK M., 1999. – Mitochondrial phylogeography of the European pond turtle, *Emys orbicularis* (Linnaeus 1758). *Molecular Ecology*, **8** (11) : 1911-1922.
- LENOIR J. & GEGOUT J.-C., 2010. – La remontée de la distribution altitudinale des espèces végétales forestières tempérées en lien avec le réchauffement climatique récent. *Revue Forestière Française*, **LXII** (3-4) : 465-476 doi : 10.4267/2042/38961.
- LI Y., COHEN J. M. & ROHR J. R., 2013. – Review and synthesis of the effects of climate change on amphibians. *Integrative Zoology*, **8** (2) : 145-161 doi : 10.1111/1749-4877.12001.

- LIBOIS R. M., FONS R. & SAINT GIRONS M. C., 1983. – Le régime alimentaire de la chouette effraie (*tyto alba*) dans les Pyrénées orientales. Etudes des variations éco-géographique. *La terre et la vie*, **37** : 187-217.
- LINKOSALO T., CARTER T. R., HÄKKINEN R. & HARI P., 2000. – Predicting spring phenology and frost damage risk of *Betula* spp. under climatic warming: a comparison of two models. *Tree Physiology*, **20** (17) : 1175–1182.
- LOKEN A., 1973. – Studies on Scandinavian bumble bees (Hymenoptera, Apidae). *Norw. J. Entomol.*, **20** : 1-218.
- LOPEZ L. C. S., DE AGUIAR FRACASSO M. P., MESQUITA D. O., PALMA A. R. T. & RIUL P., 2012. – The relationship between percentage of singletons and sampling effort: A new approach to reduce the bias of richness estimates. *Ecological Indicators*, **14** (1) : 164-169 doi : 10.1016/j.ecolind.2011.07.012.
- LOURDAIS O. & MIAUD C., 2016. – Protocoles de suivi des populations de reptiles de France, POPReptiles. Société Herpétologique de France, 26 p.
- LOWE W. H., 2012. – Climate change is linked to long-term decline in a stream salamander. *Biological Conservation*, **145** (1) : 48-53 doi : 10.1016/j.biocon.2011.10.004.
- MAALOUF J.-P., 2012. – Effets interactifs d'une sécheresse liée au changement climatique et de la gestion sur les pelouses calcaires du sud de l'Europe. Bordeaux : Bordeaux 1.
- MACKENZIE D. I., NICHOLS J. D., HINES J. E., KNUTSON M. G. & FRANKLIN A. B., 2003. – Estimating Site Occupancy, Colonization, and Local Extinction When a Species Is Detected Imperfectly. *Ecology*, **84** (8) : 2200-2207 doi : 10.1890/02-3090.
- MACKENZIE D. I., NICHOLS J. D., LACHMAN G. B., DROEGE S., ANDREW ROYLE J. & LANGTIMM C. A., 2002. – Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, **83** (8) : 2248-2255 doi : 10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2.
- MACKENZIE D. I. & ROYLE J. A., 2005. – Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology*, **42** : 1105-1114.
- MAES D., VANREUSEL W., TALLOEN W. & DYCK H. V., 2004. – Functional conservation units for the endangered Alcon Blue butterfly *Maculinea alcon* in Belgium (Lepidoptera: Lycaenidae). *Biological Conservation*, **120** (2) : 229-241 doi : 10.1016/j.biocon.2004.02.018.
- MAGURRAN A. E., 2004. – Measuring biological diversity. Blackwell Science Ltd.: Oxford., 256 p.
- MALLARD F., 2014. – Développement d'une méthode d'évaluation quantitative des effets des projets d'infrastructures de transport terrestre sur les milieux naturels. France : Université Nantes Angers le Mans, 472 p.
- MALLARD F., 2016a. – Programme les sentinelles du climat. Tome I : Développement d'indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle Aquitaine. Le Haillan, France : C. Nature, 86 p.
- MALLARD F. (COORD.), 2016b. – Programme les sentinelles du climat. Tome II : Protocoles d'échantillonnage des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle Aquitaine. Le Haillan, France : C. Nature, 453 p.
- MANIL L. & HENRY P.-Y., 2007. – Suivi Temporel des Rhopalocères de France (STERF) – Suivi Temporel des Insectes Communs (STIC) – Protocole national., 10 p.



- MANNEVILLE O., 2006. – Le Monde des tourbières et des marais: France, Suisse, Belgique, Luxembourg. Delachaux et Niestlé, 320 p.
- MARAGE D. & GEGOUT J.-C., 2010. – Réponses de quelques habitats naturels forestiers et de leurs espèces typiques au changement climatique. *Revue Forestière Française*, **LXII** (3-4) : 485-500.
- MARCON E., 2015. – Mesures de la Biodiversité. AgroParisTech, 256 p.
- MARTIN L. B., HOPKINS W. A., MYDLARZ L. D. & ROHR J. R., 2010. – The effects of anthropogenic global changes on immune functions and disease resistance. *Annals of the New York Academy of Sciences*, **1195** : 129-148 doi : 10.1111/j.1749-6632.2010.05454.x.
- MASSOT M., CLOBERT J. & FERRIERE R., 2008. – Climate warming, dispersal inhibition and extinction risk. *Global Change Biology*, **14** (3) : 461-469 doi : 10.1111/j.1365-2486.2007.01514.x.
- MASSU N. & LANDMANN G., 2011. – Connaissance des impacts du changement climatique sur la biodiversité en France métropolitaine – Synthèse bibliographique. Ecofor, 180 p.
- MAURICE T., 2011. – Variabilité génétique et biologie de l'espèce *Arnica montana* dans un contexte de fragmentation des populations et de réchauffement climatique. Metz : Paul Verlaine, 176 p.
- MAYOUX P., 2004. – Fleurs des Pyrénées : Faciles à reconnaître. Ibos (Hautes-Pyrénées) : Rando éditions.
- MCCAIN C. M. & KING S. R. B., 2014. – Body size and activity times mediate mammalian responses to climate change. *Global Change Biology*, **20** (6) : 1760-1769 doi : 10.1111/gcb.12499.
- MCMENAMIN S. K., HADLY E. A. & WRIGHT C. K., 2008. – Climatic change and wetland desiccation cause amphibian decline in Yellowstone National Park. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States*, **105** (44) : 16988.
- MENENDEZ R., GONZALEZ-MEGIAS A., COLLINGHAM Y., FOX R., ROY D. B., OHLEMÜLLER R. & THOMAS C. D., 2007. – Direct and indirect effects of climate and habitat factors on butterfly diversity. *Ecology*, **88** (3) : 605-611.
- MENZEL A., ESTRELLA N. & FABIAN P., 2001. – Spatial and temporal variability of the phenological seasons in Germany from 1951 to 1996. *Global Change Biology*, **7** (6) : 657-666.
- MENZEL A. & FABIAN P., 1999. – Growing season extended in Europe. *Nature*, **397** (6721) : 659-659.
- MENZEL A., SPARKS T. H., ESTRELLA N., KOCH E., AASA A., AHAS R., ALM-KÜBLER K., BISSOLLI P., BRASLAVSKA O., BRIEDE A., CHMIELEWSKI F. M., CREPINSEK Z., CURNEL Y., DAHL ÅSLÖG., DEFILA C. ET AL., 2006. – European phenological response to climate change matches the warming pattern. *Global Change Biology*, **12** (10) : 1969-1976 doi : 10.1111/j.1365-2486.2006.01193.x.
- METCALFE D. J., 2005. – *Hedera helix* L. *Journal of Ecology*, **93** (3) : 632-648.
- MICHENER C. D., 2007. – *The Bees of the World*. 2nd edition., Baltimore : Johns Hopkins University Press, 992 p.
- MILLER D. A. W., BAILEY L. L., GRANT E. H. C., MCCLINTOCK B. T., WEIR L. A. & SIMONS T. R., 2015. – Performance of species occurrence estimators when basic assumptions are not met: a test using field data where true occupancy status is known. *Methods in Ecology and Evolution*, **6** (5) : 557-565 doi : 10.1111/2041-210X.12342.

- MIRA Ó., SANCHEZ-PRIETO C. B., DAWSON D. A., BURKE T., TINAUT A. & MARTINEZ J. G., 2017. – *Parnassius apollo nevadensis*: identification of recent population structure and source-sink dynamics. *Conservation Genetics*, **18** (4) : 837-851 doi : 10.1007/s10592-017-0931-0.
- MONTEITH J. L. & UNSWORTH M. H., 1990. – *Principles of Environmental Physics*. 2nd Edition. Edward Arnold, 291 p.
- MOORE A. L. & MCCARTHY M. A., 2016. – Optimizing ecological survey effort over space and time. *Methods in Ecology and Evolution*, **7** (8) : 891-899 doi : doi:10.1111/2041-210X.12564.
- MORENO-RUEDA G., PLEGUEZUELOS J. M., PIZARRO M. & MONTORI A., 2011. – Northward shifts of the distributions of Spanish reptiles in association with climate change. *Conservation Biology: The Journal Of The Society For Conservation Biology*, **26** (2) : 278-283 doi : 10.1111/j.1523-1739.2011.01793.x.
- MORIN H., 2016. – Sciences participatives : les Français prêts à participer à la recherche. *Le Monde.fr*, .
- NAKICENOVIC N., ALCAMO J., DAVIS G., DE VRIES B., FENHANN J., GAFFIN S., GREGORY K., GRUBLER A., JUNG T. Y., KRAM T. & OTHERS., 2000. – Special report on emissions scenarios: a special report of Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Pacific Northwest National Laboratory, Richland, WA (US), Environmental Molecular Sciences Laboratory (US).
- NAKONIECZNY M. & KEDZIORSKI A., 2005. – Feeding preferences of the Apollo butterfly (*Parnassius apollo* ssp. *frankenbergeri*) larvae inhabiting the Pieniny Mts (southern Poland). *Comptes Rendus Biologies*, **328** (3) : 235-242 doi : 10.1016/j.crv.2004.12.004.
- NAVARRO-CANO J. A., KARLSSON B., POSLEDOVICH D., TOFTEGAARD T., WIKLUND C., EHRLÉN J. & GOTTHARD K., 2015. – Climate change, phenology, and butterfly host plant utilization. *Ambio*, **44** (1) : 78-88.
- NIELSEN A., STEFFAN-DEWENTER I., WESTPHAL C., MESSINGER O., POTTS S. G., ROBERTS S. P. M., SETTELE J., SZENTGYÖRGYI H., VAISSIERE B. E., VAITIS M., WOYCIECHOWSKI M., BAZOS I., BIESMEIJER J. C., BOMMARCO R., KUNIN W. E., TSCHULIN T., LAMBORN E. & PETANIDOU T., 2011. – Assessing bee species richness in two Mediterranean communities: importance of habitat type and sampling techniques. *Ecological Research*, **26** (5) : 969-983 doi : 10.1007/s11284-011-0852-1.
- NOAA EARTH SYSTEM RESEARCH LABORATORY., 2017. – Solar Position Calculator. <https://www.esrl.noaa.gov/gmd/grad/solcalc/azel.html> Consulté le 22/12/2017.
- OBSERVATOIRE DE LA COTE AQUITAINE., 2008. – Atlas de l'aléa érosion du littoral sableux aquitain – De l'estuaire de la Gironde à l'embouchure de l'Adour, Document provisoire. France, 26 p.
- OGAYA R. & PEÑUELAS J., 2004. – Phenological patterns of *Quercus ilex*, *Phillyrea latifolia*, and *Arbutus unedo* growing under a field experimental drought. *Ecoscience*, **11** (3) : 263-270.
- OLICARD L., PRUD'HOMME F. & CORRIOL G., 2013. – Pré-typologie des habitats naturels des montagnes Vasco-Béarnaises (Document de travail). Bagnères-de-Bigorre : Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées, 94 p.
- OLIVER I. & BEATTIE A. J., 1996. – Invertebrate Morphospecies as Surrogates for Species: A Case Study. *Conservation Biology*, **10** (1) : 99-109 doi : 10.1046/j.1523-1739.1996.10010099.x.

- OPDAM P. & WASCHER D., 2004. – Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological Conservation*, **117** (3) : 285-297 doi : 10.1016/j.biocon.2003.12.008.
- PARMESAN C., 1996. – Climate and species' range. *Nature*, **382** (6594) : 765 doi : 10.1038/382765a0.
- PARMESAN C., 2006. – Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **37** (1) : 637-669 doi : 10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110100.
- PARMESAN C., 2007. – Influences of species, latitudes and methodologies on estimates of phenological response to global warming. *Global Change Biology*, **13** (9) : 1860-1872 doi : 10.1111/j.1365-2486.2007.01404.x.
- PAVOINE S., BONSAI M. B., DUPAIX A., JACOB U. & RICOTTA C., 2017. – From phylogenetic to functional originality: Guide through indices and new developments. *Ecological Indicators*, **82** (Supplement C) : 196-205 doi : 10.1016/j.ecolind.2017.06.056.
- PEARMAN P. B., GUIBAN A. & ZIMMERMANN N. E., 2011. – Impacts of climate change on Swiss biodiversity: An indicator taxa approach. *Biological Conservation*, **144** (2) : 866-875 doi : 10.1016/j.biocon.2010.11.020.
- PIEAU C., 1975. – Temperature and Sex Differentiation in Embryos of Two Chelonians, *Emys orbicularis* L and *Testudo graeca* L. Dans : *Intersexuality in the Animal Kingdom*. Springer, Berlin, Heidelberg, p. 332-339. doi : 10.1007/978-3-642-66069-6_31.
- PIEDALLU C., PEREZ V., GEGOUT J.-C., LEBOURGEOIS F. & BERTRAND R., 2009. – Impact potentiel du changement climatique sur la distribution de l'Épicéa, du Sapin, du Hêtre et du Chêne sessile en France. *Revue Forestière Française*, **LXI** (6) : 567-593.
- POITOU-CHARENTES NATURE., 2002. – Amphibiens et Reptiles du Poitou-Charentes, atlas préliminaire. Poitiers : Poitou-Charentes Nature, 112 p.
- POSLEDOVICH D., TOFTEGAARD T., NAVARRO-CANO J. A., WIKLUND C., EHRLÉN J. & GOTTHARD K., 2014. – Latitudinal variation in thermal reaction norms of post-winter pupal development in two butterflies differing in phenological specialization. *Biological Journal of the Linnean Society*, **113** (4) : 981-991 doi : 10.1111/bij.12371.
- POST E. & STENSETH N. C., 1999. – Climatic variability, plant phenology, and northern ungulates. *Ecology*, **80** (4) : 1322-1339.
- POTTIER G., ARTHUR C. P., WEBER L. & CHEYLAN M., 2014. – Répartition des lézards du genre *Iberolacerta* Arribas, 1997 (Sauria : Lacertidae) en France : 3/3 : le Lézard de Bonnal, *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927). *bulletin société herpétologique de France*, **148** : 425-450.
- POUNDS J. A. & CRUMP M. L., 1994. – Amphibian Declines and Climate Disturbance: The Case of the Golden Toad and the Harlequin Frog. *Conservation Biology*, **8** (1) : 72-85.
- POUNDS J. A., FOGDEN M. P. L. & CAMPBELL J. H., 1999. – Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature*, **398** (6728) : 611-615 doi : 10.1038/19297.
- PRELLI R. & BOUDRIE M., 2001. – Les fougères et plantes alliées de France et d'Europe occidentale. Belin, Paris, 431 p.
- PRIOL P., 2009. – Guide technique pour la conservation de la Cistude d'Europe en Aquitaine., 166 p.

- PULLIN A. S., 1986. – Effect of photoperiod and temperature on the life-cycle of different populations of the peacock butterfly *Inachis io*. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, **41** (3) : 237-242 doi : 10.1111/j.1570-7458.1986.tb00534.x.
- RAFFERTY N. E. & IVES A. R., 2011. – Effects of experimental shifts in flowering phenology on plant-pollinator interactions: Experimental shifts in flowering phenology. *Ecology Letters*, **14** (1) : 69-74 doi : 10.1111/j.1461-0248.2010.01557.x.
- RAHBK C., 1995. – The elevational gradient of species richness: a uniform pattern? *Ecography*, **18** (2) : 200-205 doi : 10.1111/j.1600-0587.1995.tb00341.x.
- RAMEAU J. C., MANSION D., DUME G., TIMBAL J., GAUBERVILLE C., BARDAT J., KELLER R. & BRUNO E., 2008. – Flore forestière française. Guide écologique illustré. Tome 3 : Région méditerranéenne. Paris : Institut pour le développement forestier, 2426 p.
- RAMEAU J. C., MANSION D., DUME G., TIMBAL J., LECOINTE A., DUPONT P. & KELLER R., 1989. – Flore forestière française. Guide écologique illustré. Tome 1: Plaines et collines. Paris : Institut pour le développement forestier, 1785 p.
- RAMEAU J. C., MANSION D., DUME G., TIMBAL J., LECOINTE A., DUPONT P. & KELLER R., 1993. – Flore forestière française. Guide écologique illustré. Tome 2 : Montagnes. Paris : Institut pour le développement forestier, 2421 p.
- RASMONT P., FRANZEN M., LECOCQ T., HARPKE A., ROBERTS S., BIESMEIJER J. C., CASTRO L., CEDERBERG B., DVORAK L., FITZPATRICK Ú., GONSETH Y., HAUBRUGE E., MAHE G., MANINO A., MICHEZ D. ET AL., 2015. – Climatic Risk and Distribution Atlas of European Bumblebees. *BioRisk*, **10** : 1-236 doi : 10.3897/biorisk.10.4749.
- RAXWORTHY C. J., PEARSON R. G., RABIBISOA N., RAKOTONDRAZAFY A. M., RAMANAMANJATO J.-B., RASELIMANANA A. P., WU S., NUSSBAUM R. A. & STONE D. A., 2008. – Extinction vulnerability of tropical montane endemism from warming and upslope displacement: a preliminary appraisal for the highest massif in Madagascar. *Global Change Biology*, **14** (8) : 1703-1720 doi : 10.1111/j.1365-2486.2008.01596.x.
- READING C. J., 1998. – The effect of winter temperatures on the timing of breeding activity in the common toad *Bufo bufo*. *Oecologia*, **117** (4) : 469-475 doi : 10.1007/s004420050682.
- READING C. J., 2007. – Linking global warming to amphibian declines through its effects on female body condition and survivorship. *Oecologia*, **151** (1) : 125-131 doi : 10.1007/s00442-006-0558-1.
- RENAUX B., LE HENAFF P.-M. & CHOISNET G., 2015. – Contribution à la déclinaison de nouvelles associations forestières du Massif central. *Bulletin de la Société Botanique du Centre-Ouest*, **45** : 386-437.
- ROISIN P., 1967. – Contribution à l'étude du domaine phytogéographique et des hêtraies atlantiques d'Europe. Gembloux, Belgique, 346 p.
- ROOT T. L., PRICE J. T., HALL K. R., SCHNEIDER S. H., ROSENZWEIG C. & POUNDS J. A., 2003. – Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, **421** (6918) : 57-60 doi : 10.1038/nature01333.
- ROOT T. L. & SCHNEIDER S. H., 2006. – Conservation and Climate Change: the Challenges Ahead. *Conservation Biology*, **20** (3) : 706-708 doi : 10.1111/j.1523-1739.2006.00465.x.
- ROSE R. J., CLARKE R. T. & CHAPMAN S. B., 1998. – Individual variation and the effects of weather, age and Zlowering history on survival and flowering of the longlived perennial *Gentiana pneumonanthe*. *Ecography*, **21** : 317-326.

- ROYER J. M., 1982. – Contribution à l'étude phytosociologique des pelouses du Périgord et des régions voisines. *Doc. Phytosoc*, **6** : 203–220.
- ROYER J. M., 1984. – Caractérisation, répartition et origine du Xerobromion. *Coll. Phytosoc*, **11** : 243–267.
- ROYER J.-M., 2009. – Petit précis de phytosociologie sigmatiste. Société Botanique du Centre-Ouest.
- ROYLE J. A. & KERY M., 2007. – A Bayesian State-Space Formulation of Dynamic Occupancy Models. *Ecology*, **88** (7) : 1813-1823 doi : 10.1890/06-0669.1.
- ROYLE J. A. & NICHOLS J. D., 2003. – Estimating Abundance from Repeated Presence–Absence Data or Point Counts. *Ecology*, **84** (3) : 777-790 doi : 10.1890/0012-9658(2003)084[0777:EAFRPA]2.0.CO;2.
- RUGIERO L., MILANA G., PETROZZI F., CAPULA M. & LUISELLI L., 2013. – Climate-change-related shifts in annual phenology of a temperate snake during the last 20 years. *Acta Oecologica*, **51** : 42-48 doi : 10.1016/j.actao.2013.05.005.
- RUYS T. & COUZI L., 2015. – Atlas des Mammifères sauvages d'Aquitaine. Tome 6 : Les rongeurs, les érinacéomorphes et les soricomorphes. Cistude Nature et LPO Aquitaine. France : C. Nature, 228 p.
- RYAN P. J. & STOLZENBACH K. D., 1972. – Environmental heat transfer, in *Engineering aspects of heat disposal from power generation*. Mass. Institute of Technology, Cambridge, Ralph M. Parsons Laboratory for Water Resources and Hydrodynamics, 75 p.
- SALA O. E., CHAPIN F. S., III., ARMESTO J. J., BERLOW E., BLOOMFIELD J., DIRZO R., HUBER-SANWALD E., HUENNEKE L. F., JACKSON R. B., KINZIG A., LEEMANS R., LODGE D. M., MOONEY H. A., OESTERHELD M. ET AL., 2000. – Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, **287** (5459) : 1770-1774 doi : 10.1126/science.287.5459.1770.
- SAVOIE J.-M., 1982. – Une chenaie-hetraie d'Aquitaine. La forêt de Laveyron (Landes): facteurs stationnels, phénologie, régénération du hêtre. Thèse Doct. 3^e cycle, Université de Bordeaux 1, 109 p.
- SEPOL (SOCIETE POUR L'ETUDE DE LA PROTECTION DES OISEAUX EN LIMOUSIN), 2013. – Atlas des Oiseaux du Limousin. Biotope, 544 p.
- SHERRY R. A., ZHOU X., GU S., ARNONE J. A., SCHIMEL D. S., VERBURG P. S., WALLACE L. L. & LUO Y., 2007. – Divergence of reproductive phenology under climate warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **104** (1) : 198–202.
- SINCLAIR B. J., MARSHALL K. E., SEWELL M. A., LEVESQUE D. L., WILLETT C. S., SLOTSBO S., DONG Y., HARLEY C. D. G., MARSHALL D. J., HELMUTH B. S. & HUEY R. B., 2016. – Can we predict ectotherm responses to climate change using thermal performance curves and body temperatures? *Ecology Letters*, **19** (11) : 1372-1385 doi : 10.1111/ele.12686.
- SINERVO B., MENDEZ-DE-LA-CRUZ F., MILES D. B., HEULIN B., BASTIAANS E., VILLAGRAN-SANTA CRUZ M., LARA-RESENDIZ R., MARTINEZ-MENDEZ N., CALDERON-ESPINOSA M. L., MEZA-LAZARO R. N., GADSDEN H., AVILA L. J., MORANDO M., DE LA RIVA I. J., VICTORIANO SEPULVEDA P. ET AL., 2010. – Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. *Science*, **328** (5980) : 894-899 doi : 10.1126/science.1184695.
- SODHI N. S., BICKFORD D., DIESMOS A. C., LEE T. M., KOH L. P., BROOK B. W., SEKERCIOGLU C. H. & BRADSHAW C. J. A., 2008. – Measuring the Meltdown: Drivers of Global Amphibian Extinction and Decline. *PLOS ONE*, **3** (2) : e1636 doi : 10.1371/journal.pone.0001636.

- SOKOLOV L. V., 2006. – Effect of global warming on the timing of migration and breeding of passerine birds in the 20th century. *Entomological Review*, **86** (1) : S59-S81 doi : 10.1134/S0013873806100058.
- SPARKS T. H., GORSKA-ZAJACZKOWSKA M., WOJTOWICZ W. & TRYJANOWSKI P., 2011. – Phenological changes and reduced seasonal synchrony in western Poland. *International Journal of Biometeorology*, **55** (3) : 447-453 doi : 10.1007/s00484-010-0355-8.
- SPARKS T. H., JEFFREE E. P. & JEFFREE C. E., 2000. – An examination of the relationship between flowering times and temperature at the national scale using long-term phenological records from the UK. *International Journal of Biometeorology*, **44** (2) : 82-87.
- STÅLHANDSKE S., 2016. – Spring Phenology of Butterflies : The role of seasonal variation in life-cycle regulation. .
- STEFANESCU C., PEÑUELAS J. & FILELLA I., 2003. – Effects of climatic change on the phenology of butterflies in the northwest Mediterranean Basin. *Global Change Biology*, **9** (10) : 1494 doi : 10.1046/j.1365-2486.2003.00682.x.
- STEFANESCU C., TORRE I., JUBANY J. & PARAMO F., 2011. – Recent trends in butterfly populations from north-east Spain and Andorra in the light of habitat and climate change. *Journal of Insect Conservation*, **15** (1-2) : 83-93.
- STEVENS D. L. & OLSEN A. R., 2003. – Variance estimation for spatially balanced samples of environmental resources. *Environmetrics*, **14** (6) : 593-610.
- STORUP B., 2012. – La recherche participative comme mode de production de savoirs. Un état des lieux des pratiques en France. *Fondation Sciences Citoyennes*, 94 p.
- SUGGITT A. J., GILLINGHAM P. K., HILL J. K., HUNTLEY B., KUNIN W. E., ROY D. B. & THOMAS C. D., 2011. – Habitat microclimates drive fine-scale variation in extreme temperatures. *Oikos*, **120** (1) : 1-8 doi : 10.1111/j.1600-0706.2010.18270.x.
- SZABO B., VINCZE E. & CZUCZ B., 2016. – Flowering phenological changes in relation to climate change in Hungary. *International journal of biometeorology*, **60** (9) : 1347-1356.
- TAFANI M., COHAS A., BONENFANT C., GAILLARD J.-M. & ALLAINE D., 2013. – Decreasing litter size of marmots over time: a life history response to climate change? *Ecology*, **94** (3) : 580-586 doi : 10.1890/12-0833.1.
- TEXIER J. P., 2011. – Genèse des lagunes landaises : un point sur la question in *De la lagune à l'airial. Travaux et colloques scientifiques du PNRLG*, 20 p.
- THEILLOUT A. & COLLECTIF FAUNE-AQUITAINE.ORG., 2015. – Atlas des oiseaux nicheurs d'Aquitaine. LPO Aquitaine : Delachaux et Niestlé, 511 p.
- THEURILLAT J.-P., FELBER F., GEISSLER P., GOBAT J.-M., FIERZ M., FISCHLIN A., KÜPFER P., SCHLÜSSEL A., VELLUTI C., ZHAO G.-F. & OTHERS., 1998. – Sensitivity of plant and soil ecosystems of the Alps to climate change. Views from the Alps: regional perspectives on climate change, : 225-308.
- THEURILLAT J.-P. & GUISAN A., 2001. – Potential impact of climate change on vegetation in the European Alps: a review. *Climatic change*, **50** (1-2) : 77-109.
- THIRION J. M., GRILLET P. & GENIEZ P., 2002. – Les Amphibiens et les Reptiles du centre ouest de la France. Région Poitou-Charentes et départements limitrophes. Parthénope collection., Mèze, 144 p.

- THOMAS C. D., CAMERON A., GREEN R. E., BAKKENES M., BEAUMONT L. J., COLLINGHAM Y. C., ERASMUS B. F. N., DE SIQUEIRA M. F., GRAINGER A., HANNAH L., HUGHES L., HUNTLEY B., VAN JAARVELD A. S., MIDGLEY G. F., MILES L. ET AL., 2004. – Extinction risk from climate change. *Nature*, **427** (6970) : 145-148 doi : 10.1038/nature02121.
- THORUP K., TØTTRUP A. P. & RAHBEK C., 2007. – Patterns of phenological changes in migratory birds. *Oecologia*, **151** (4) : 697-703 doi : 10.1007/s00442-006-0608-8.
- THUILLER W., 2007. – Biodiversity: climate change and the ecologist. *Nature*, **448** (7153) : 550-552.
- TISON J.-M., DE FOUCAULT B. & GUIOL F., 2014a. – Flora Gallica : flore de France. Biotope éditions., Mèze : Biotope éditions.
- TISON J.-M., JAUZEIN P., MICHAUD H. & MICHAUD H., 2014b. – Flore de la France méditerranéenne continentale. Naturalia publications Turriers.
- TODISCO V., GRATTON P., CESARONI D. & SBORDONI V., 2010. – Phylogeography of *Parnassius apollo*: hints on taxonomy and conservation of a vulnerable glacial butterfly invader. *Biological Journal of the Linnean Society*, **101** (1) : 169-183 doi : 10.1111/j.1095-8312.2010.01476.x.
- TOIVONEN M., PELTONEN A., HERZON I., HELIÖLÄ J., LEIKOLA N. & KUUSSAARI M., 2017. – High cover of forest increases the abundance of most grassland butterflies in boreal farmland. *Insect Conservation and Diversity*, **10** (4) : 321-330 doi : 10.1111/icad.12226.
- TURNER J. R. G., GATEHOUSE C. M. & COREY C. A., 1987. – Does Solar Energy Control Organic Diversity? Butterflies, Moths and the British Climate. *Oikos*, **48** (2) : 195-205 doi : 10.2307/3565855.
- TYRE A. J., TENHUMBERG B., FIELD S. A., NIEJALKE D., PARRIS K. & POSSINGHAM H. P., 2003. – Improving Precision and Reducing Bias in Biological Surveys: Estimating False-Negative Error Rates. *Ecological Applications*, **13** (6) : 1790-1801 doi : 10.1890/02-5078.
- ULRICH E., 1995. – Le réseau RENECOFOR : Objectifs et réalisation. *Revue Forestière Française*, **XLVII** (2) : 107-124.
- ULRICH E. & CECCHINI S., 2009. – RENECOFOR – MANUEL DE REFERENCE N° 12 POUR LES OBSERVATIONS PHENOLOGIQUES – Placettes des niveaux A et B (Level II plots within the European Union). Fontainebleau : Office National des Forêts, 30 p.
- URLI M., LAMY J.-B., SIN F., BURLETT R., DELZON S. & PORTE A. J., 2015. – The high vulnerability of *Quercus robur* to drought at its southern margin paves the way for *Quercus ilex*. *Plant ecology*, **216** (2) : 177-187.
- URSENBACHER S., 1998. – Estimation de l'effectif et analyse du risque d'extinction d'une population de Vipère péliade (*Vipera berus* L.) dans le Jura vaudois. Travail de diplôme, Université de Lausanne., 105 p.
- VAN DYCK H. & REGNIERS S., 2010. – Egg spreading in the ant-parasitic butterfly, *Maculinea alcon*: from individual behaviour to egg distribution pattern. *Animal Behaviour*, **80** (4) : 621-627 doi : 10.1016/j.anbehav.2010.06.021.
- VAN SWAAY C., WARREN M. & LOÏS G., 2006. – Biotope use and trends of European butterflies. *Journal of Insect Conservation*, **10** (3) : 305-306 doi : 10.1007/s10841-006-8361-1.
- VANDEN BERGHEN C., 1964. – La végétation des rives du lac de Hourtin (Gironde, France). *Bulletin du Jardin botanique de l'Etat, Bruxelles/Bulletin van den Rijksplantentuin, Brussel*, : 243-267.

- VANDEN BERGHEN C., 1968. – Notes sur la végétation du sud-ouest de la France VI. La végétation de la rive orientale de l'étang de Lacanau (Gironde, France). Bulletin du Jardin botanique national de Belgique/Bulletin van de Nationale Plantentuin van België, : 255–276.
- VANDEN BERGHEN C., 1971. – Notes sur la végétation du sud-ouest de la France VIII. Les fourrés et les bois fangeux. Bulletin du Jardin botanique national de Belgique/Bulletin van de Nationale Plantentuin van België, : 383–395.
- VANDEN BERGHEN G., 1969. – Notes sur la végétation du sud-ouest de la France. VIII: Observations sur la végétation des landes tourbeuses et des tourbières du département des Landes. Bull. Jard. Bot. nat. Belg, **39** : 383–400.
- VENNETIER M. & RIPERT C., 2010. – Impact du changement climatique sur la flore méditerranéenne: théorie et pratique. Dans : Barbault R., Foucault A., Changement climatique et biodiversité, Paris, éditions Vulbert. , p. 75-87.
- VICENTE L. A., 1989. – Sobre a história natural dos répteis da ilha Berlenga : a síndrome de insularidade. – Dissertação de Doutoramento. Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, 485 p.
- VICKERS M. J., AUBRET F. & COULON A., 2017. – Using GAMM to examine inter-individual heterogeneity in thermal performance curves for *Natrix natrix* indicates bet hedging strategy by mothers. Journal of Thermal Biology, **63** : 16-23 doi : 10.1016/j.jtherbio.2016.11.003.
- VIGOUROUX A., BESNARD G., SOSSEY-ALAOUI K., TERSAC M. & BERVILLE A., 1997. – Le statut d'hybride de *Platanus acerifolia* confirmé et celui de *P. densicoma* mis en évidence à l'aide de marqueurs génétiques moléculaires ; conséquences. Acta botanica gallica, **144** (2) : 243-251.
- VITASSE Y., 2009. – Impact du changement climatique sur la phénologie des forêts de montagne (Thèse). Bordeaux : Bordeaux, 410 p.
- VITASSE Y., DELZON S., BRESSON C. C., MICHALET R. & KREMER A., 2009. – Altitudinal differentiation in growth and phenology among populations of temperate-zone tree species growing in a common garden. Canadian Journal of Forest Research, **39** (7) : 1259-1269 doi : 10.1139/X09-054.
- VITASSE Y., FRANÇOIS C., DELPIERRE N., DUFRENE E., KREMER A., CHUINE I. & DELZON S., 2011. – Assessing the effects of climate change on the phenology of European temperate trees. Agricultural and Forest Meteorology, **151** (7) : 969–980.
- WALTHER G.-R., POST E., CONVEY P., MENZEL A., PARMESAN C., BEEBEE T. J. C., FROMENTIN J.-M., HOEGH-GULDBERG O. & BAIRLEIN F., 2002. – Ecological responses to recent climate change. Nature, **416** (6879) : 389-395 doi : 10.1038/416389a.
- WARREN M. & SWAAY C. VAN., 1999. – Red data book of European butterflies [Rhopalocera]. Nature and Environment, No. 99, Council of Europe Publishing, 260 p.
- WEBER H. E., MORAVEC J. & THEURILLAT J.-P., 2000. – International code of phytosociological nomenclature. Journal of vegetation Science, **11** (5) : 739–768.
- WEIBULL A.-C., BENGTSSON J. & NOHLGREN E., 2000. – Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. Ecography, **23** (6) : 743-750 doi : 10.1111/j.1600-0587.2000.tb00317.x.
- WENDLER A. & NUß J. H., 1994. – Libellules. Guide d'identification des libellules de France, d'Europe septentrionale et centrale. Société Française d'Odonatologie (SFO), 130 p.

- WESTPHAL C., BOMMARCO R., CARRE G., LAMBORN E., MORISON N., PETANIDOU T., POTTS S. G., ROBERTS S. P. M., SZENTGYÖRGYI H., TSCHULIN T., VAISSIERE B. E., WOYCIECHOWSKI M., BIESMEIJER J. C., KUNIN W. E., SETTELE J. & STEFFAN-DEWENTER I., 2008. – Measuring Bee Diversity in Different European Habitats and Biogeographical Regions. *Ecological Monographs*, **78** (4) : 653-671 doi : 10.1890/07-1292.1.
- WHITFIELD S. M., BELL K. E., PHILIPPI T., SASA M., BOLAÑOS F., CHAVES G., SAVAGE J. M. & DONNELLY M. A., 2007. – Amphibian and reptile declines over 35 years at La Selva, Costa Rica. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **104** (20) : 8352-8356 doi : 10.1073/pnas.0611256104.
- WIKLUND C., 1984. – Egg-laying patterns in butterflies in relation to their phenology and the visual apparency and abundance of their host plants. *Oecologia*, **63** (1) : 23-29 doi : 10.1007/BF00379780.
- WILLOTT S. J., 2001. – Species accumulation curves and the measure of sampling effort. *Journal of Applied Ecology*, **38** (2) : 484-486 doi : 10.1046/j.1365-2664.2001.00589.x.
- WILSON R. J., BENNIE J., LAWSON C. R., PEARSON D., ORTUZAR-UGARTE G. & GUTIERREZ D., 2015. – Population turnover, habitat use and microclimate at the contracting range margin of a butterfly. *Journal of Insect Conservation*, **19** (2) : 205-216 doi : 10.1007/s10841-014-9710-0.
- WILSON R. J., DAVIES Z. G. & THOMAS C. D., 2009. – Modelling the effect of habitat fragmentation on range expansion in a butterfly. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, **276** (1661) : 1421-1427 doi : 10.1098/rspb.2008.0724.
- WILSON R. J., GUTIERREZ D., GUTIERREZ J., MARTINEZ D., AGUDO R. & MONSERRAT V. J., 2005. – Changes to the elevational limits and extent of species ranges associated with climate change: Elevational shifts accompany climate change. *Ecology Letters*, **8** (11) : 1138-1146 doi : 10.1111/j.1461-0248.2005.00824.x.
- WILSON R. J. & MACLEAN I. M. D., 2011. – Recent evidence for the climate change threat to Lepidoptera and other insects. *Journal of Insect Conservation*, **15** (1-2) : 259-268 doi : 10.1007/s10841-010-9342-y.
- WISNIEWSKI N., 2011. – Contribution au programme de conservation du Léopard ocellé (*Timon lepidus*, Daudin, 1802) en Aquitaine, Mémoire., 47 p.
- YANG L. H. & RUDOLF V. H. W., 2010. – Phenology, ontogeny and the effects of climate change on the timing of species interactions. *Ecology Letters*, **13** (1) : 1-10 doi : 10.1111/j.1461-0248.2009.01402.x.
- YOCOZ N. G., NICHOLS J. D. & BOULINIER T., 2001. – Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution*, **16** : 446-453.
- ZHENG D., HUNT JR E. R. & RUNNING S. W., 1993. – A daily soil temperature model based on air temperature and precipitation for continental applications. *Climate Research*, **7** (2) : 183-191.
- ZWICKE M., 2013. – Impacts d'une canicule sécheresse sur le fonctionnement et la structure des communautés végétales de l'écosystème prairial. Clermont-Ferrand : Université Blaise Pascal-Clermont-Ferrand II, 305 p.

11. Annexes

Annexes

Sommaire des Annexes

Annexe. 1. Bordereau d'inventaire phytosociologique (CBNSA).....	575
Annexe. 2. Fiche de relevés ONF pour les suivis des communautés dunaires.....	577
Annexe. 3. Carte situation des placettes Léopard ocellé.....	579
Annexe. 4. Fiches de relevé du suivi Léopard ocellé.....	599
Annexe. 5. Carte des sites de suivi des pelouses calcicoles pré-existants.....	602
Annexe. 6. Cartes de localisation des dispositifs de suivi des pelouses calcicoles.....	603
Annexe. 7. Fiches de relevés des communautés végétales de pelouses sèches calcicoles.....	620
Annexe. 8. Flore recensées sur les sites de pelouses calcicoles.....	623
Annexe. 9. Positionnement des transects pour les suivis des lépidoptères en pelouse calcicole.....	654
Annexe. 10. Fiche de relevé du suivi lépidoptères.....	694
Annexe. 11. Notice méthodologique et fiche de relevé du suivi phénologique simplifié de la flore des pelouses calcicoles.....	695
Annexe. 12. Analyses mécanistiques et statistiques.....	698
Annexe. 13. Carte des suivis des sites de micromammifères.....	710
Annexe. 14. Fiche de relevé micromammifères.....	727
Annexe. 15. Carte des sites de suivi de landes humides et tourbières pré-existants ...	729
Annexe. 16. Cartes de localisation des dispositifs de suivi de tourbières et bas-marais acidiphiles.....	730
Annexe. 17. Fiches de relevés des communautés végétales de tourbières et bas-marais.....	736
Annexe. 18. Flore recensées sur les sites de tourbières et bas-marais acidiphiles.....	738

Annexe. 19. Cartes de localisation des dispositifs de suivi de landes humides et tourbeuses 742	
Annexe. 20. Fiches de relevés des communautés végétales de landes humides et tourbeuses.....	751
Annexe. 21. Flore recensée sur les sites de suivi de landes humides et tourbeuses.....	753
Annexe. 22. Positionnement des transects pour les suivis des lépidoptères de landes humides	758
Annexe. 23. Fiche de relevé phénologique simplifié de la flore des landes humides.....	784
Annexe. 24. Positionnement de <i>Gentiana pneumonanthe</i> sur les sites de suivis de <i>Phengaris alcon</i> 785	
Annexe. 25. Fiche de relevé du suivi d'Azuré des mouillères.....	791
Annexe. 26. Positionnement des quadrats et transects sélectionnées pour les suivis de <i>Gentiana pneumonanthe</i> et <i>Phengaris alcon</i> de 2017	792
Annexe. 27. Cartographie des sites de suivi de Lézard vivipare	800
Annexe. 28. Fiches de relevé du suivi Lézard vivipare	811
Annexe. 29. Cartographie des sites de suivi de Vipère péliade (Orthophoto et Scan25)	812
Annexe. 30. Fiche de terrain du suivi Vipère péliade	825
Annexe. 31. Typologie des habitats POPReptile.....	826
Annexe. 32. Typologie simplifiée des milieux POPReptile.....	829
Annexe. 33. Cartes de localisation des dispositifs de suivi des lagunes.....	834
Annexe. 34. Fiche de relevés des communautés végétales de lagunes (transect)	836
Annexe. 35. Fiche de relevé des communautés végétales de lagunes (Diagnostic).....	839
Annexe. 36. Flore recensée sur les sites de suivi de lagunes.....	842
Annexe. 37. Cartes de localisation des transects de suivis odonates sur les sites validés.....	844
Annexe. 38. Fiche de relevé du suivi odonates	854
Annexe. 39. Cartographie des sites de suivi de Rainette ibérique	855

Annexe. 40. Fiche de relevé du suivi Rainette ibérique.....	865
Annexe. 41. Fiche de relevés des communautés végétales des étangs arrière-littoraux (transect)	866
Annexe. 42. Situation des pièges de l'habitat zones humides dans le cadre du suivi de l'espèce Cistude d'Europe sur photographie aérienne.....	868
Annexe. 43. Fiche de relevé du suivi Cistude d'Europe	870
Annexe. 44. Cartes de localisation des dispositifs de suivi de forêt à Hêtre.....	872
Annexe. 45. Fiches de suivi Renecofor.....	875
Annexe. 46. Flore recensée sur les sites de suivi de forêts à hêtre	880
Annexe. 47. Cartes de localisation des dispositifs de suivi de pelouse acidiphiles psychrophiles du limousin.....	882
Annexe. 48. Positionnement des transects de suivi des lépidoptères de montagne	883
Annexe. 49. Fiche de relevé phénologique simplifié de la flore des pelouses montagnardes	893
Annexe. 50. Positionnement des placettes de suivis des bourdons montagnards.....	894
Annexe. 51. Fiche de relevé du suivi bourdons.....	922
Annexe. 52. Liste des plantes ciblées pour leur forte attractivité pour les bourdons (et abeilles sauvages) en montagne pyrénéenne	923
Annexe. 53. Fiche de relevé du suivi de la Grenouille des Pyrénées	927
Annexe. 54. Cartographie des sites de suivi de lézards de montagne	928
Annexe. 55. Fiches de relevé du suivi des lézards de montagne.....	931
Annexe. 56. Cartographie des sites de suivi de la Marmotte des Alpes.....	933
Annexe. 57. Fiche de relevé de la Marmotte des Alpes	963
Annexe. 58. Bibliographie des annexes.....	965

Annexe. 1. Bordereau d'inventaire phytosociologique (CBNSA)



Conservatoire Botanique National
SUD-ATLANTIQUE

BORDEREAU D'INVENTAIRE PHYTOSOCIOLOGIQUE

Aquitaine / Poitou-Charentes

Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique
Domaine de Certes – 33980 AUDENGE – Tél. 05 57 76 18 07 – Courriel : contact@cbnsa.fr
Site de l'Observatoire de la biodiversité végétale de Nouvelle-Aquitaine (OBV) : www.ofsa.fr

IDENTIFIANT source (champs obligatoires)

Nom(s) (Organisme)* :

Programme (sous-programme) :

IDENTIFIANT relevé (champs obligatoires)

Date* : / /

Numéro (PN00x) : **P**

Code photo :

LOCALISATION (champs obligatoires)

Coordonnées GPS (WGS 84)* : N E / W (Entourer la bonne position) :

Précision (m) : Code pointage : N° carte :

Département : Commune : Lieu-dit :

Géométrie :

Ligne

Ponctuel

Polygone

En l'absence de pointage GPS, le formulaire doit être accompagné d'un extrait de carte IGN (1/5 000ème) sur laquelle la station est délimitée.

INFORMATIONS STATIONNELLES (champs optionnels)

Topographie paysagère (échelle kilométrique) : Plaine alluviale Plateau, cuesta Replat de versant
 Haut de versant Milieu de versant Bas de versant Fond de vallon Dépression Butte, crête Falaise

Pente de la station : < 1° 1 à 6° 6 à 27° 27 à 45° 45 à 70° > 70°

Exposition : Nord Nord-Est Est Sud-Est Sud Sud-Ouest Ouest Nord-Ouest Nulle

Altitude :

Texture (à ordonner) : Argileuse Limoneuse Sableuse

Éléments grossiers : Graviers (0.2-2cm) Cailloux (2-5) Pierres (5-20) Blocs (> 20)

% en éléments grossiers :

Type d'humus : Mor Moder (Dysmoder Eumoder Hémimoder)

Mull (Dysmull Oligomull Mésomull Eumull) Absent Epaisseur d'humus (m) :

Type de sol (référentiel pédologique, 2008) : Profondeur du sol (m) :

Hydromorphie édaphique : Sec Humide Engorgé Inondé (Traces : prof. (m).....) Niveau d'eau (m) :

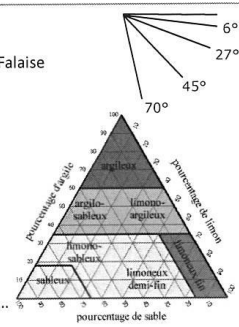
Fréquence d'immersion : Absente Indéterminée Occasionnelle Périodique Permanente

Ecoulement de l'eau : Stagnante Source Suintement Peu courante Courante Torrentielle

Roche mère : Calcaire dur Calcaire tendre (dont craie) Marne Argile Alluvions Colluvions Limons Tourbe
 Sable Grés Schiste Granite Gneiss

Eclairement : Ombre Demi-ombre Lumière Acidité (pH) : Réaction HCl : oui/non Conductivité (S.m⁻¹) :

Code(s) gestion(s) observée(s) : (+/-) / (+/-) / (+/-) Code(s) menace(s) : / /



* champs obligatoires

DESCRIPTION GENERALE (physionomique, écologique...) (champs optionnels)

Type physionomique : Forêt Fourré Lande Ourlet/Mégaphorbiaie Cariçaie/Roselière Prairie Pelouse
 Herbier Rupicole Milieux rudéraux Messicole

Type biologique dominant : Hydrophytaie Thérophytaie Géophytaie Hémicryptophytaie Hélophytaie
 Chaméphytaie Phanérophytaie Epiphytaie

Trophie : Oligotrophile Mésotrophile Eutrophile Hypertrophile Dystrophile

Hydrologie : Aquatique Hygrophile Hydrophile Mésohydrophile Mésophile Mésoxérophile Xérophile

Acidité : Acidiphile Acidicline Neutrophile Basophile

Salinité : Glycophile Oligohalophile Halophile

Description libre :

Végétations en contacts :

	Typicité	
	Flor.	Struct.
Bonne	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Moyenne	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Mauvaise	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Non évaluée	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

SUIVI BDD (champs réservés CBNSA)		Auteur	Commentaires	Date	Auteur	Commentaires
<input type="checkbox"/> Valid. cohérence	Date : / /			<input type="checkbox"/> Saisie	Date : / /	

TYPOLOGIE

Syntaxon : **Codifications européennes**
 Commentaires : Com. basale Com. dérivée Com. fragm. Natura 2000 :
Type de relevé* : Phyto sigmatiste Phyto synusiale Phyto de suivi Floristique Aucun EUNIS :
CORINE Biotopes :

STRUCTURE

Surface du relevé* (m²) : **Forme du relevé L x l (m)** : fragmenté
Strate arborée : rec* (%) : H moy inf (m) : H moy* (m) : H moy sup (m) :
Strate arbustive : rec* (%) : H moy inf (m) : H moy* (m) : H moy sup (m) :
Strate herbacée : rec* (%) : H moy inf (m) : H moy* (m) : H moy sup (m) :
Strate bryophytique : rec* (%) : H moy (m) : dont Sphaignes : rec (%) : H moy (m) :
Strate lichénique* : rec (%) : **Strate algale** : rec (%) :
Rec total *(%) : **Litière** : rec (%) : **Sol nu** : rec (%) :

Qualité du relevé :

Bonne
 Moyenne
 (Faible)

Temps passé :

.....

	Taxons	A	a	h	m
1					
2					
3					
4					
5					
6					
7					
8					
9					
10					
11					
12					
13					
14					
15					
16					
17					
18					
19					
20					
21					
22					
23					
24					
25					
26					
27					
28					
29					
30					

	Taxons	A	a	h	m
31					
32					
33					
34					
35					
36					
37					
38					
39					
40					
41					
42					
43					
44					
45					
46					
47					
48					
49					
50					

Schéma :

A : especes superieures a 7 m a : especes d'environ 2 a 7 m de hauteur h : especes interieures a environ 2 m m : especes bryolichéniques

Indice d'abondance - dominance

- | | |
|--|--|
| <p> 5 : Recouvrement > 75% de la surface de référence
 4 : Recouvrement de 50-75% de la surface de référence
 3 : Recouvrement de 25-50% de la surface de référence
 2 : Individus très nombreux mais recouvrement < 5 %, ou nombre d'individus quelconques mais recouvrement de 5 à 25 % </p> | <p> 1 : Individus nombreux mais recouvrement < 1 %, ou nombre d'individus quelconques mais recouvrement de 1 à 5 %
 + : Peu d'individus, avec très faible recouvrement
 r : Très peu abondant, recouvrement très faible
 i : Individu unique </p> |
|--|--|

Remarques par relevé :

	N° 1	N° 2	N° 3	N° 4	N° 5	N° 6	N° 7	N° 8	N° 9	N° 10	N° 11	N° 12	N° 13	N° 14	N° 15
Distance															
Facès															
Pente (%)															
Exposition															
Couverture totale (%)															
R. Inpischénique (%)															
R. phanérogamique (%)															
Misciformes															
Litière															
Dynamique															
ESPECES VEGETALES															
1-															
2-															
3-															
4-															
5-															
6-															
7-															
8-															
9-															
10-															
11-															
12-															
13-															
14-															
15-															
16-															
17-															
18-															
19-															
20-															
21-															
22-															
23-															
24-															
25-															
26-															
27-															
28-															
29-															
30-															

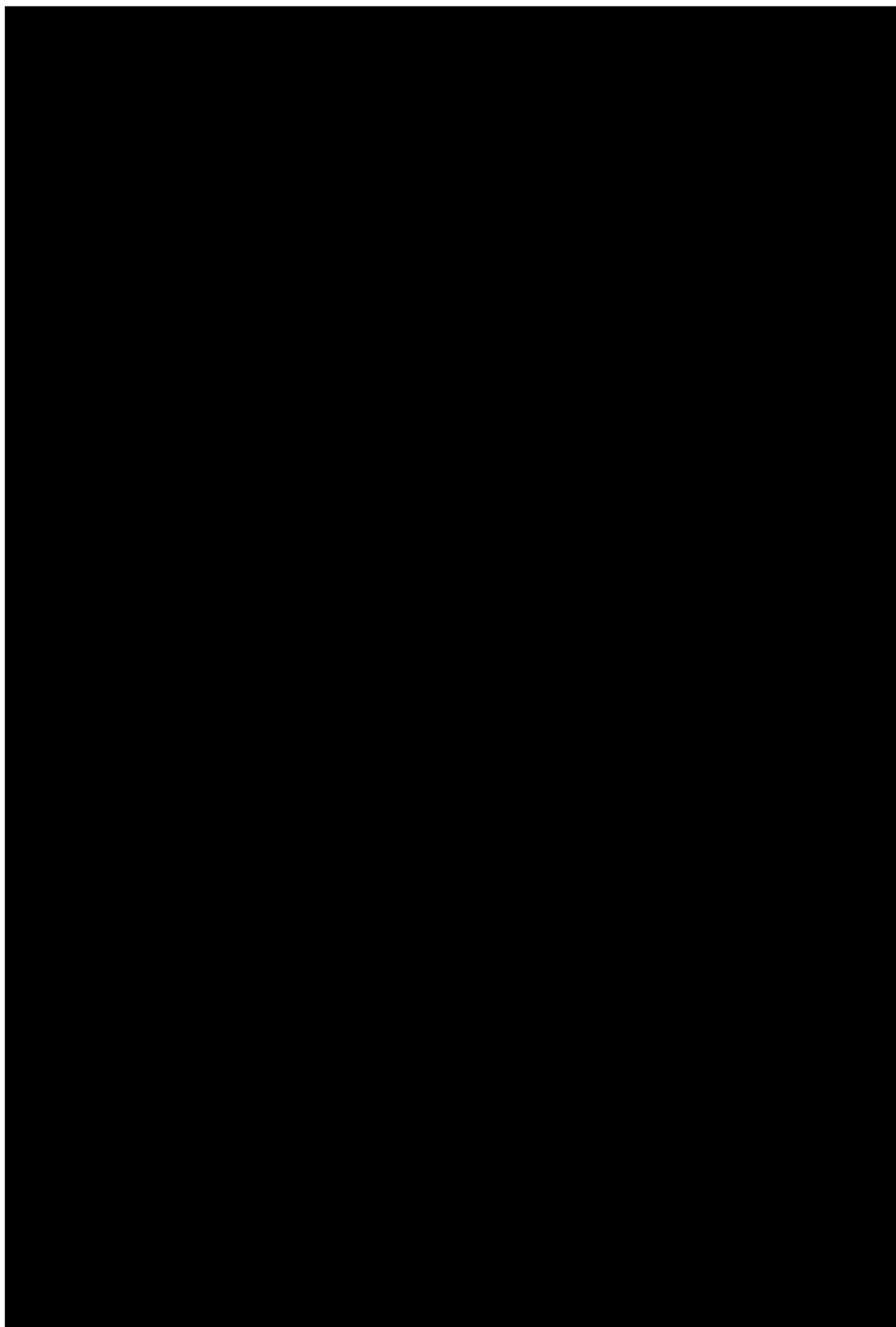
FACIÉS

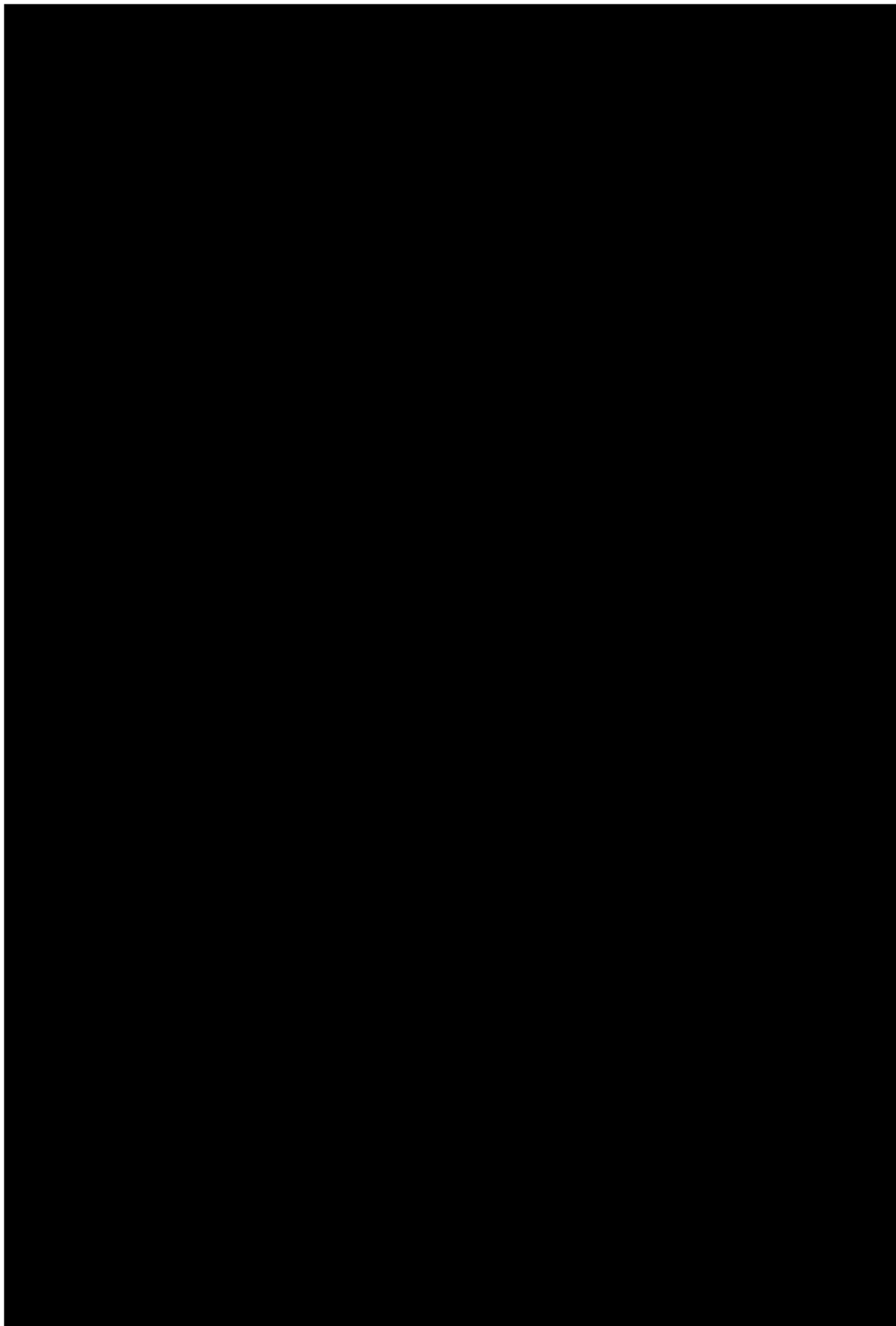
- 1 - Avant-dune
- 2 - Banc d'accrétion
- 3 - Falaise
- 4 - Cordon dunaire à dune vive
- 5 - Cordon dunaire à dune semi-fixée
- 6 - Cordon de dune fixée
- 7 - Arrière-dune
- 8 - Frange forestière

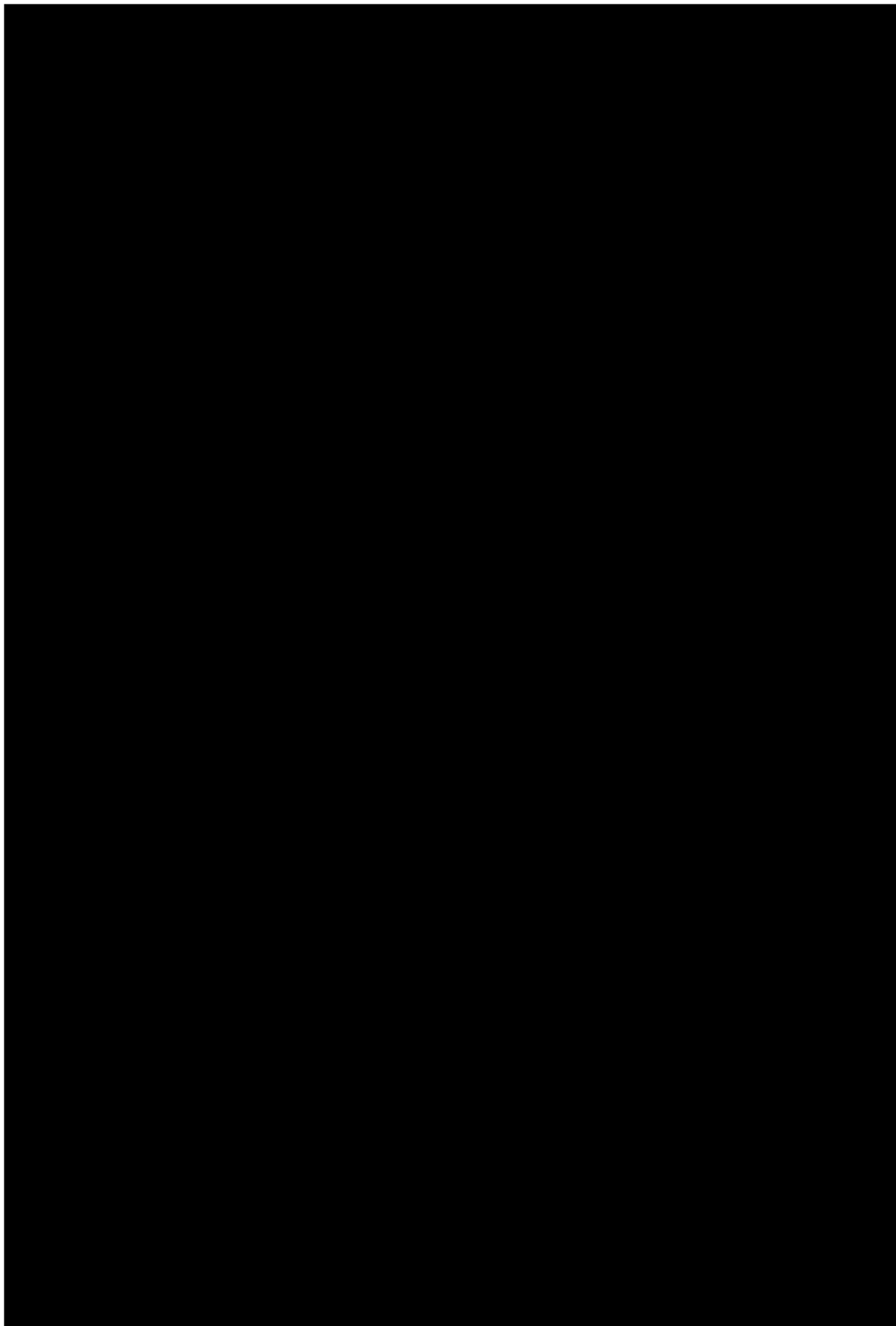
(NB : voir détail des faciés sur le document « Les paysages et communautés végétales des dunes littorales non boisées d'Aquitaine » Décembre 1999)

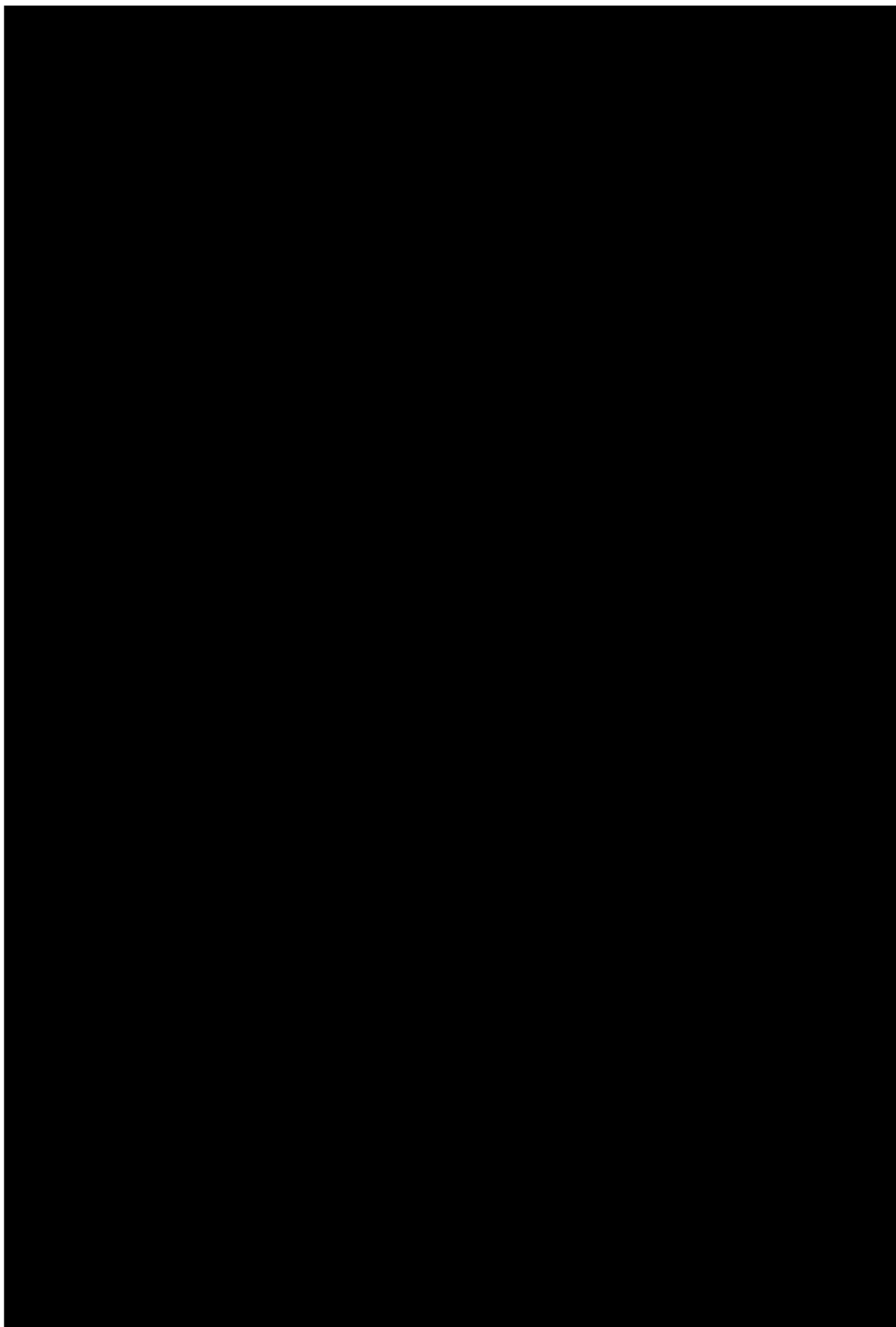
- Abondances-Formes:**
- Individu unique
 - Individu peu abondant (moins de 5%)
 - Peu abondant à abondant (< 5%)
 - abondant à très abondant (5 à 25%)
 - En nombre variable (25 à 50%)
 - En nombre variable (50 à 75%)
 - En nombre variable (75 à 100%)
- Flux:**
- Présence de départ de ligne (cvsu lavés)
- 1 - Pas
 - 2 - Peu
- Litière:**
- 1 - Présence dans couche de litière végétaux en surface
 - 2 - Présence de litière végétaux détrempés
 - 3 - Absence de litière végétaux
- Colonisation:**
- 1 - Défilon
 - 2 - Accumulation
 - 3 - Sargassure
 - 4 - Sablée
- Misciformes:**
- 10 - Plu
 - 20 - Coseau
 - 30 - Coseau
 - 40 - Buisson à dune
 - 50 - Buisson à dune
 - 60 - Buisson à dune
 - 70 - Coseau
- Remarques littorales:**

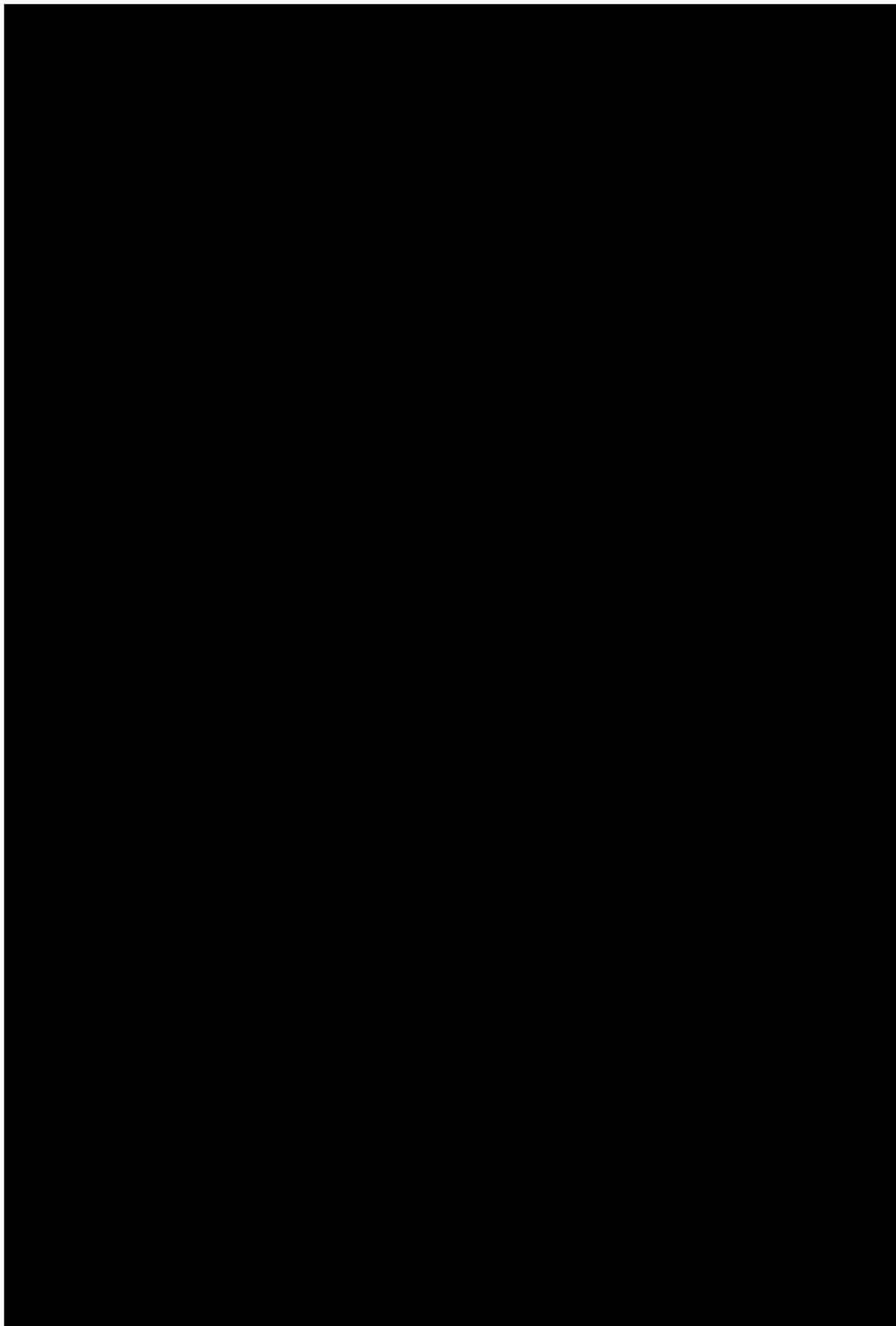
Annexe. 3. Carte situation des placettes Lézard ocellé

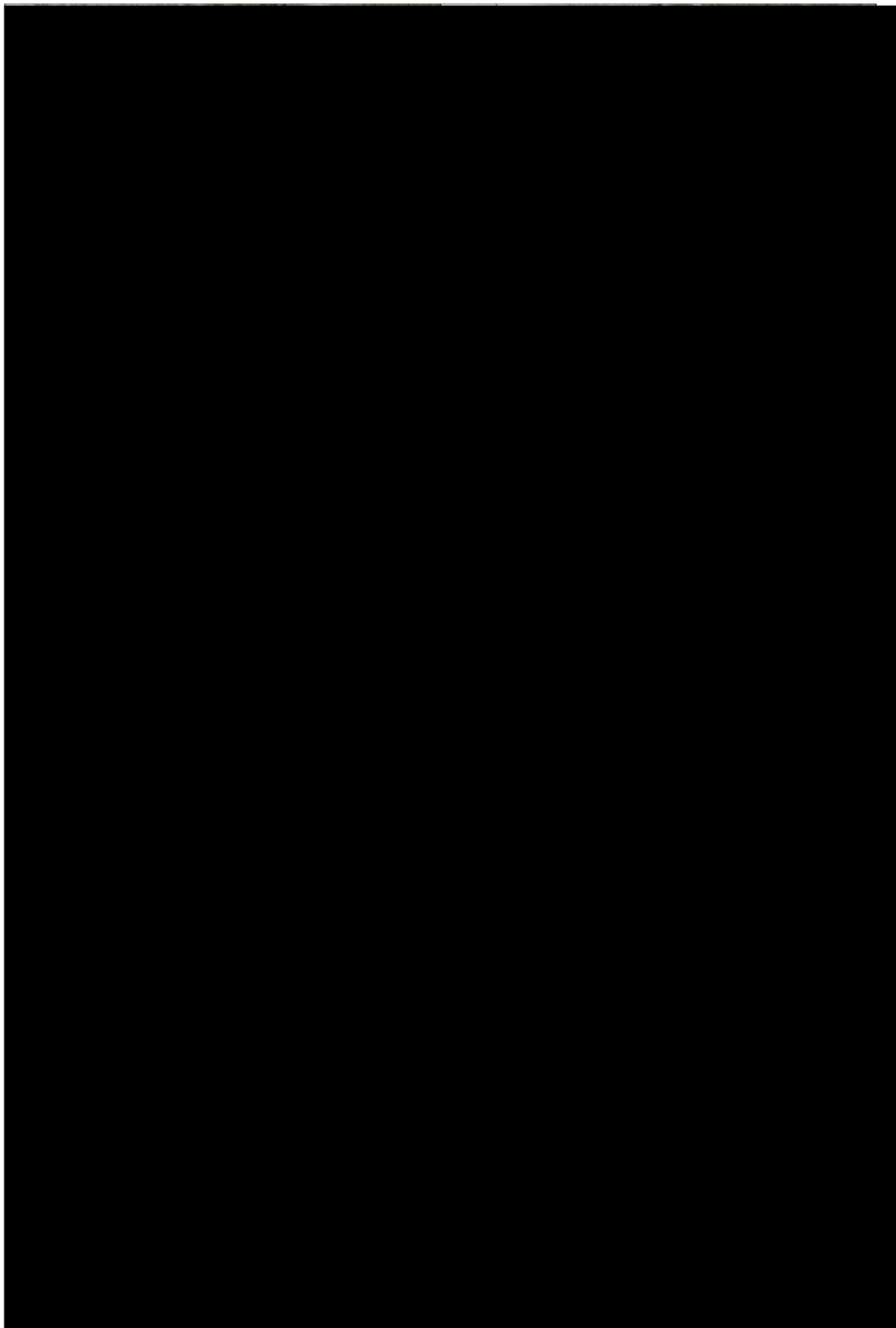


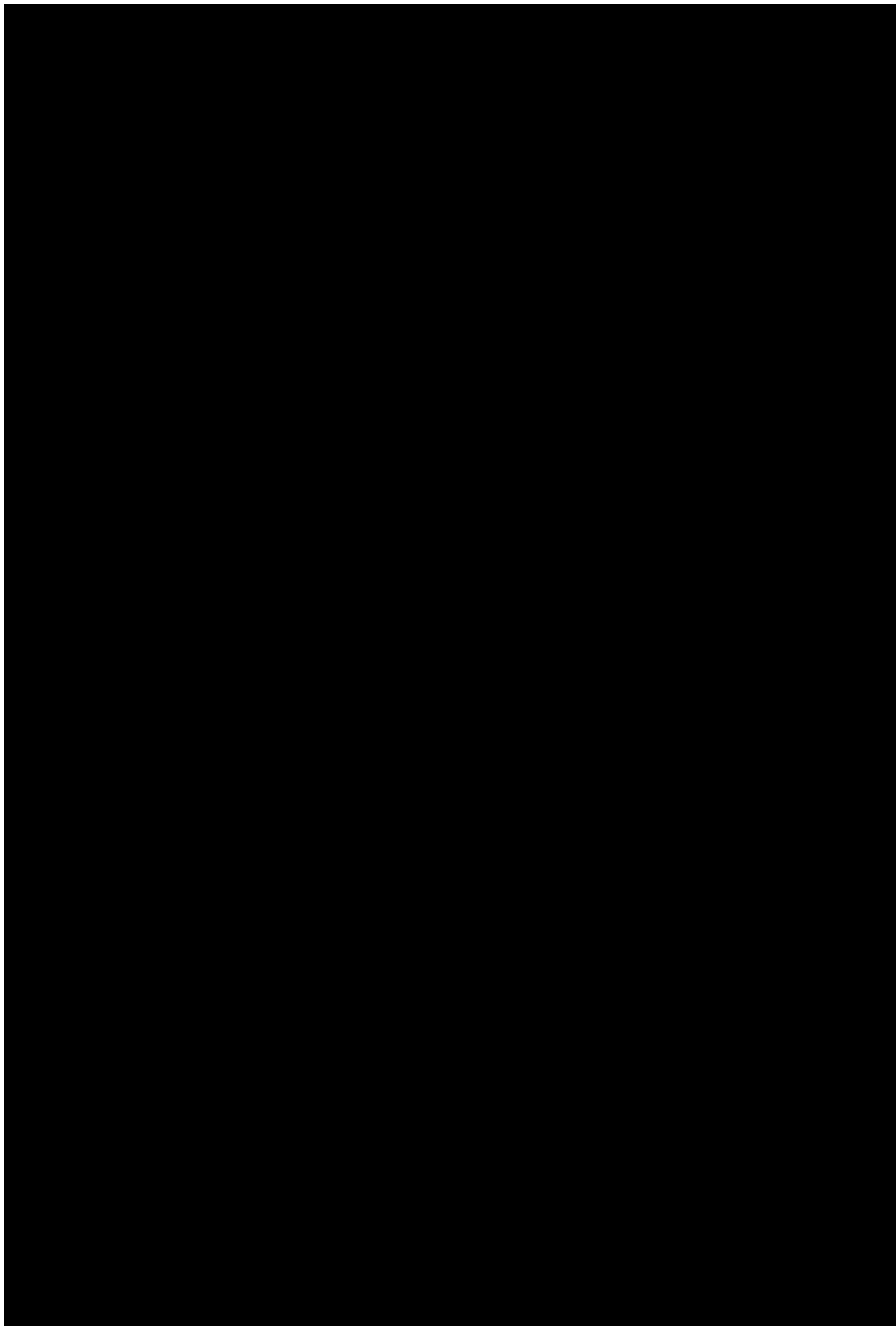


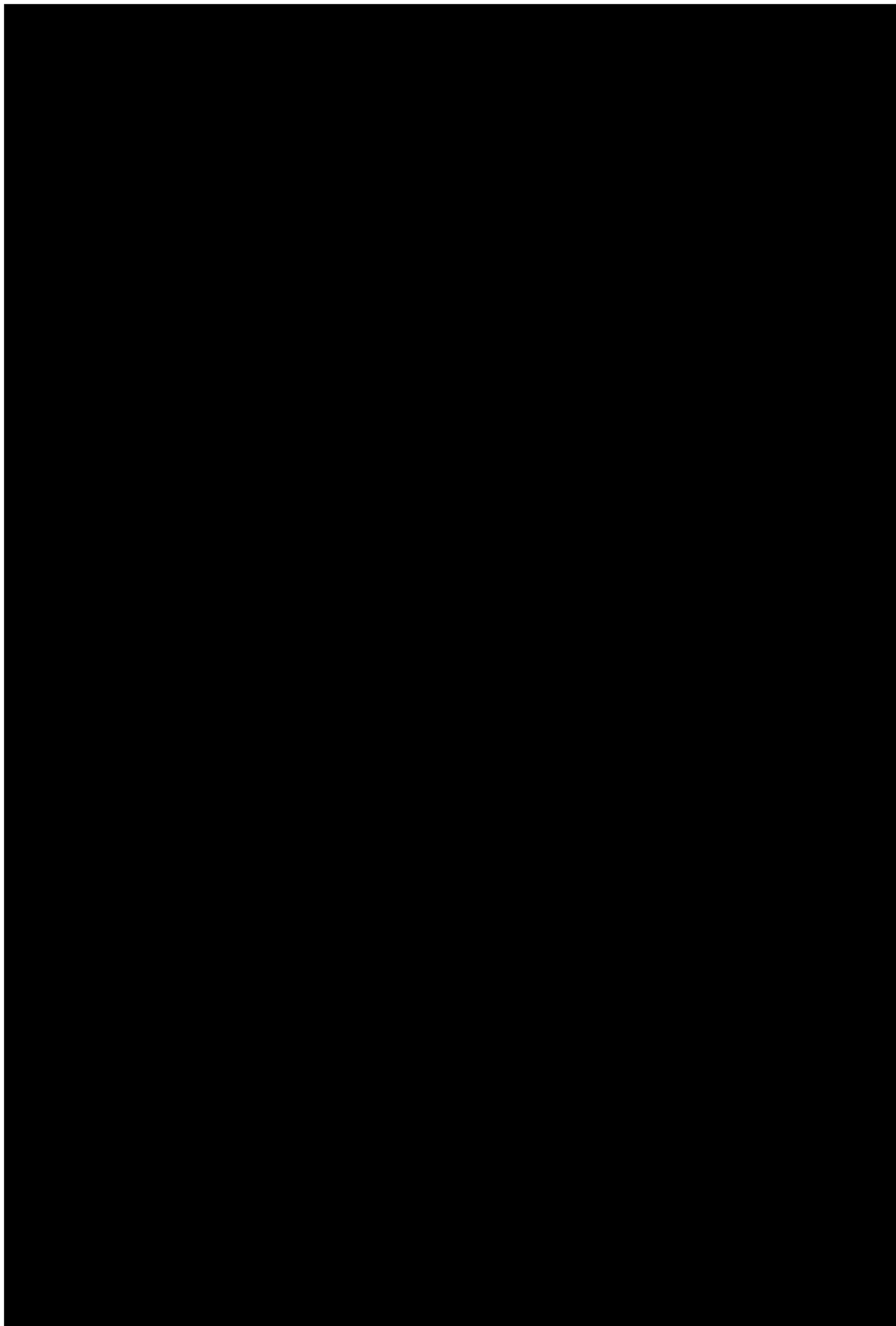


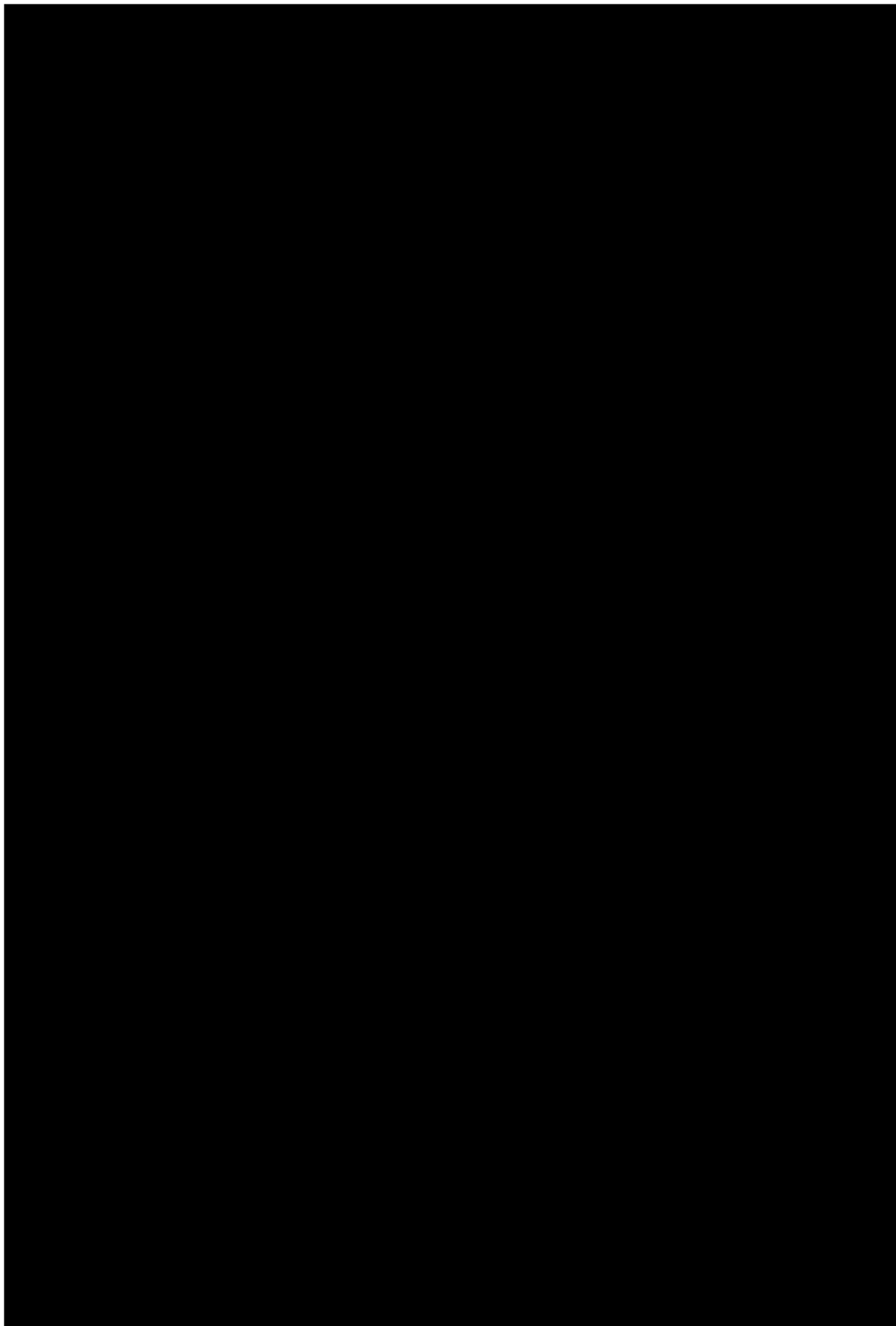


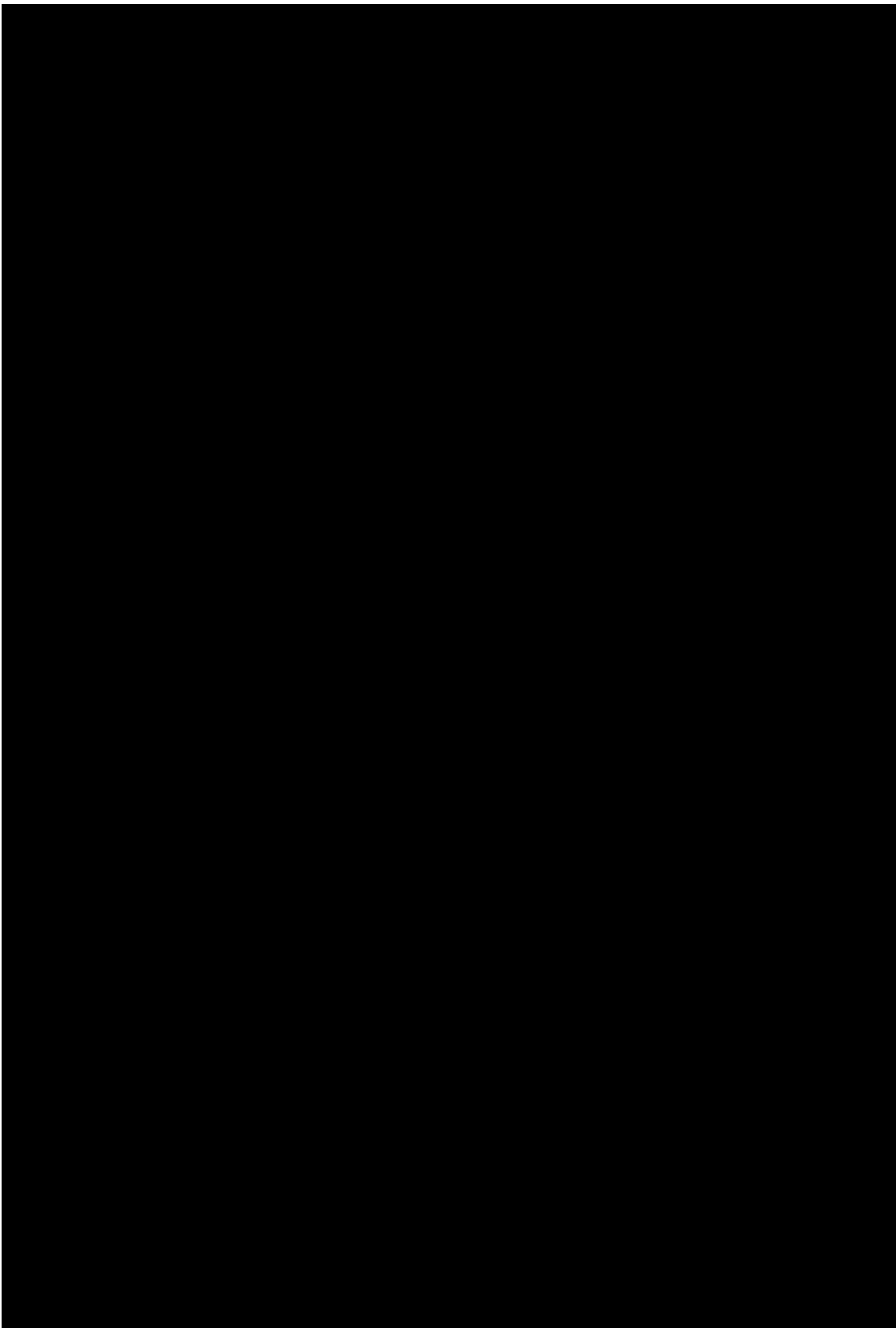


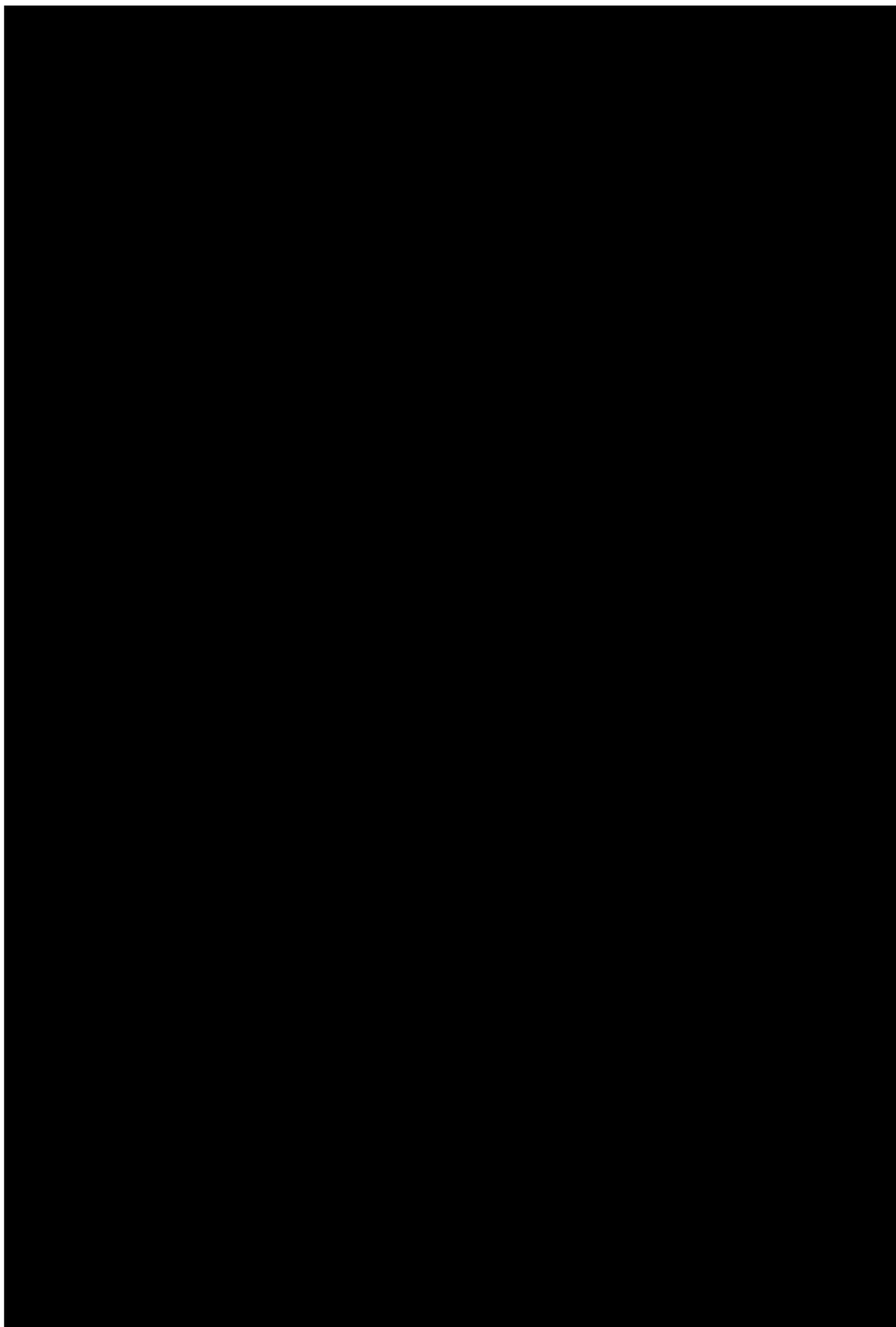


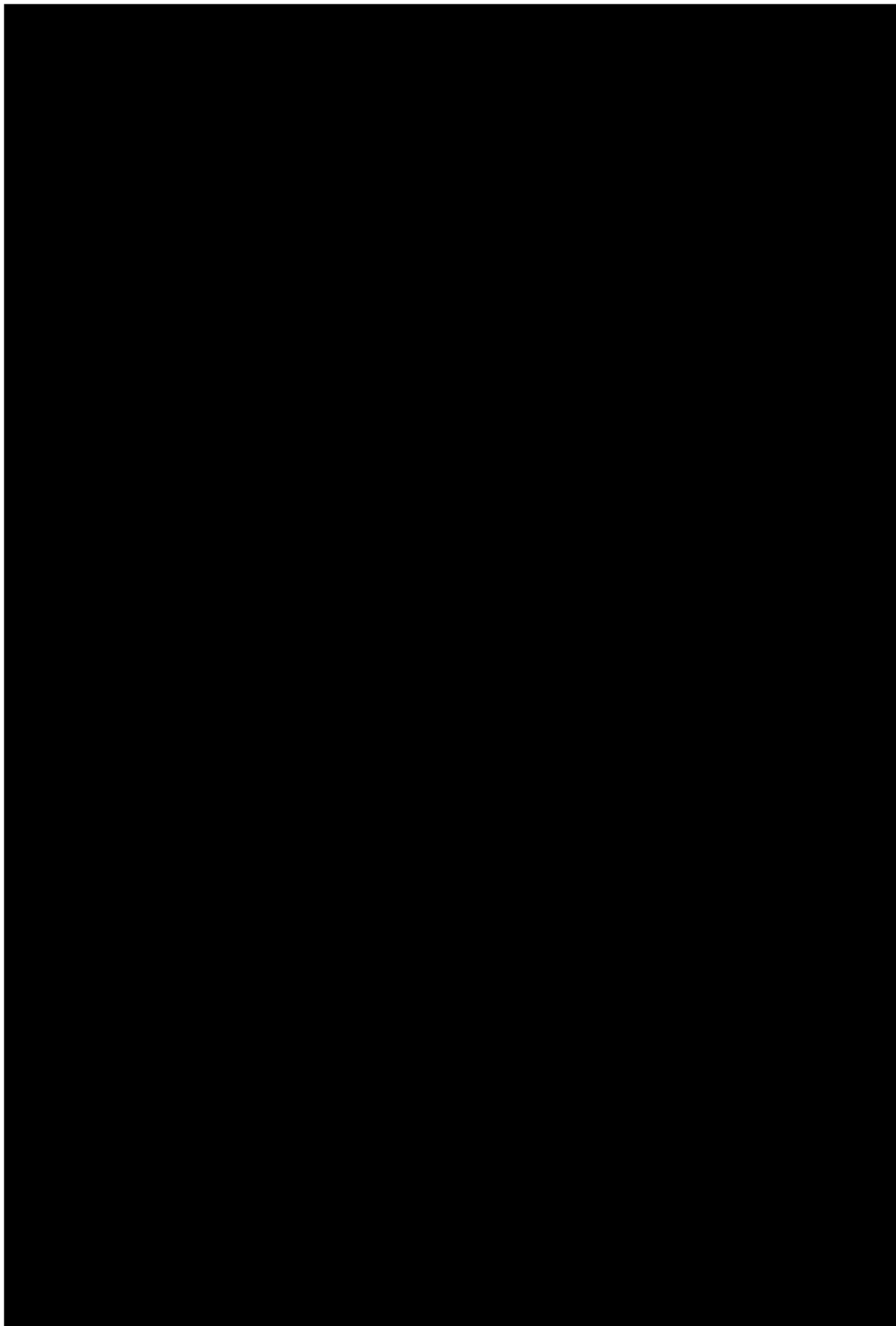


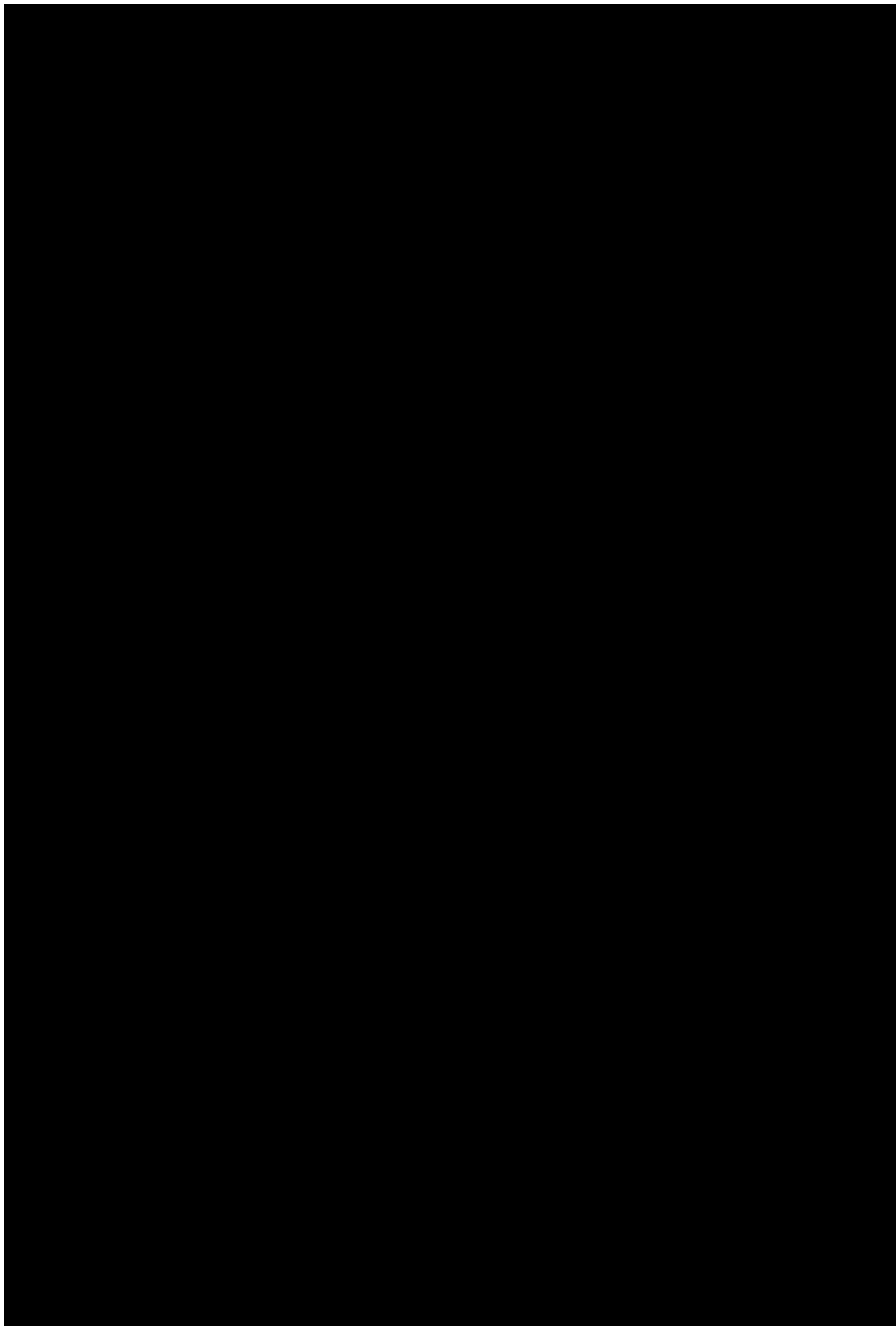


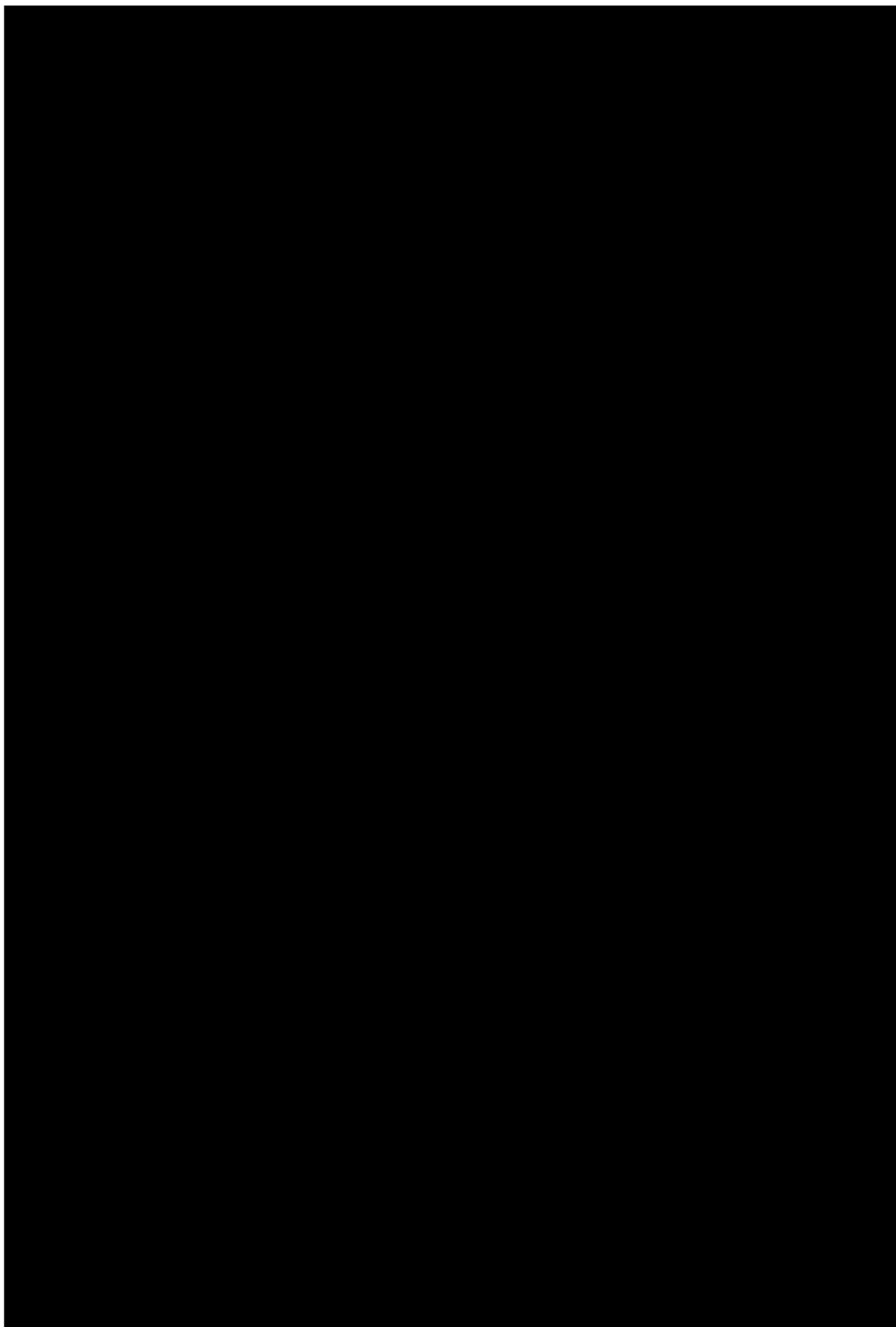


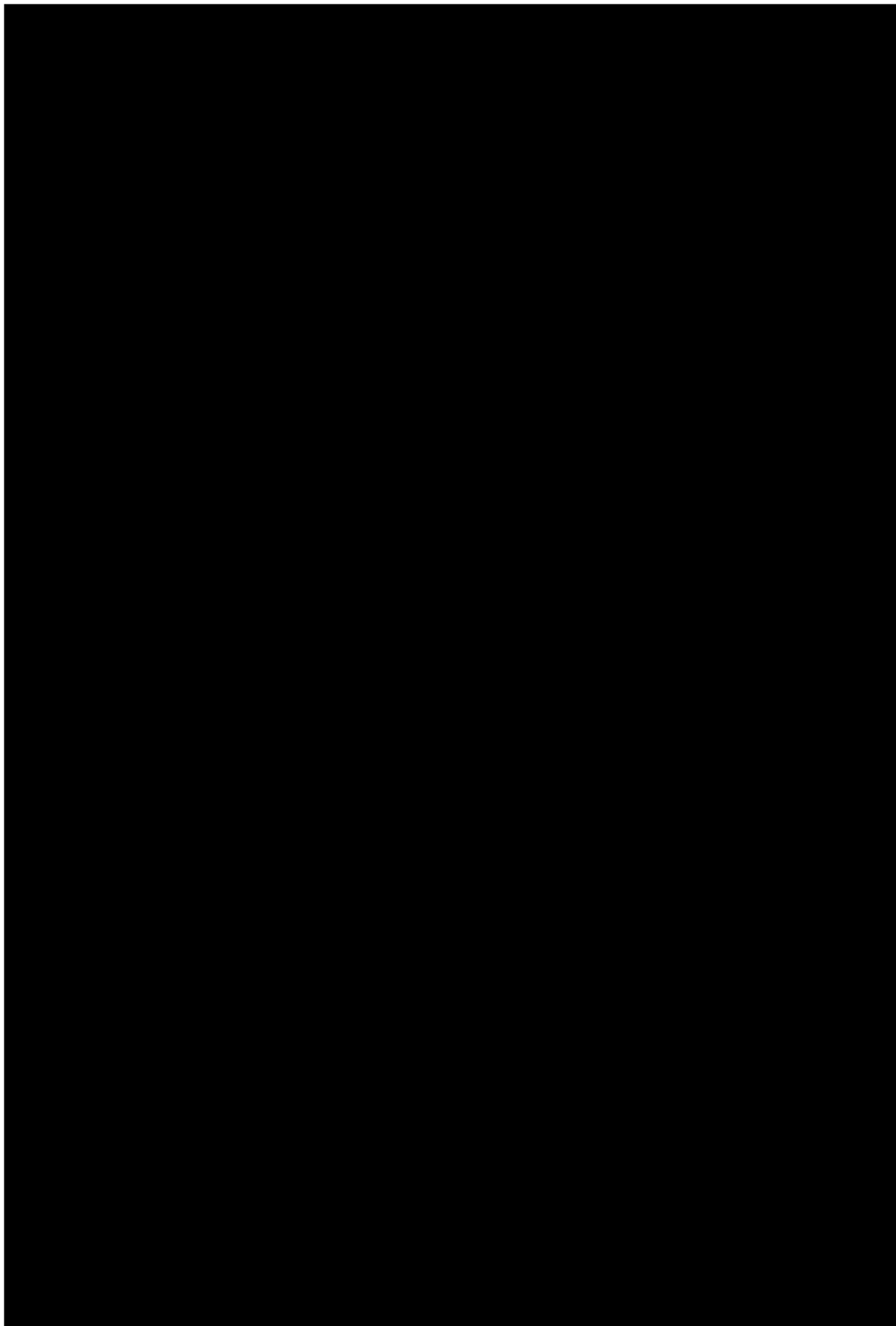


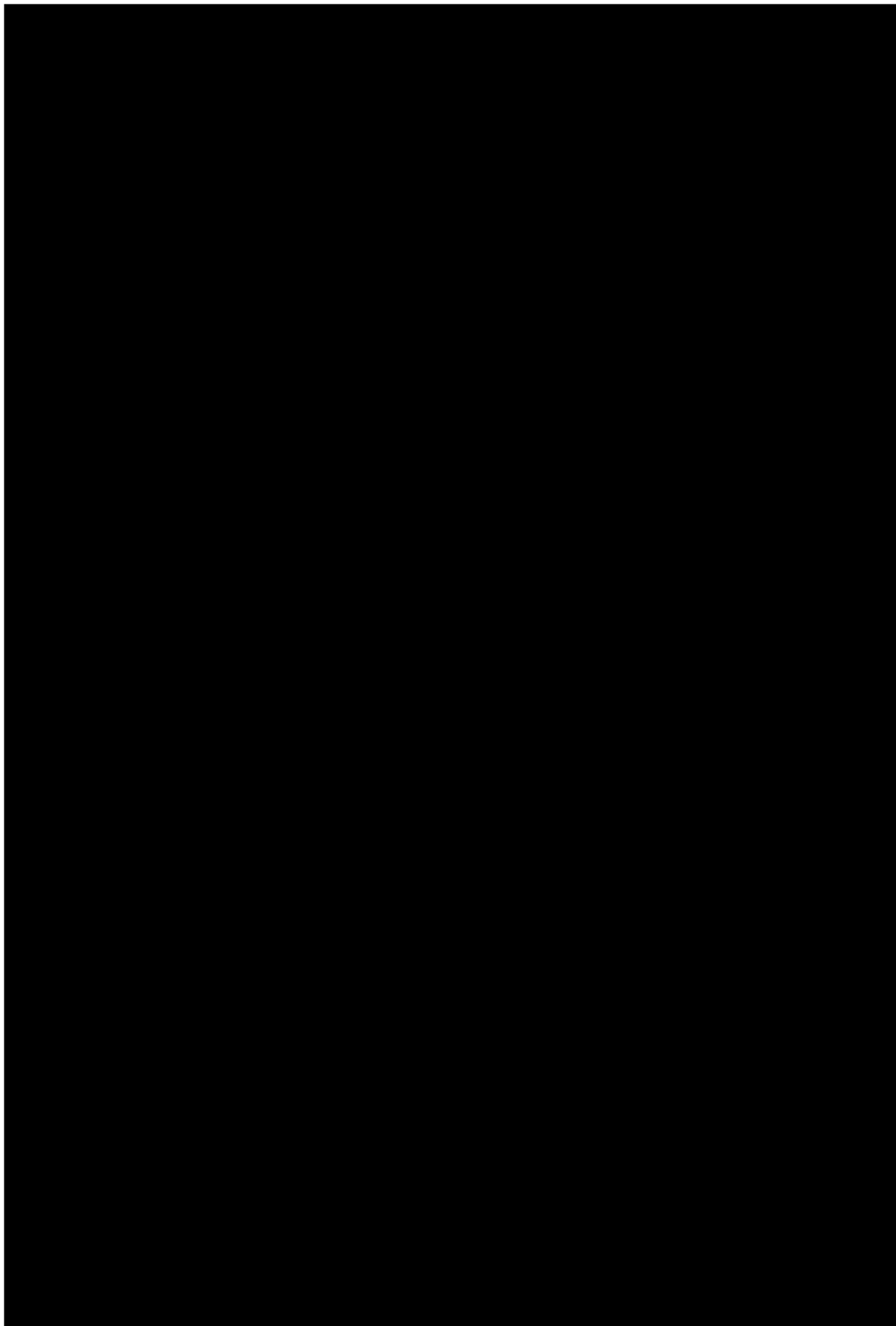


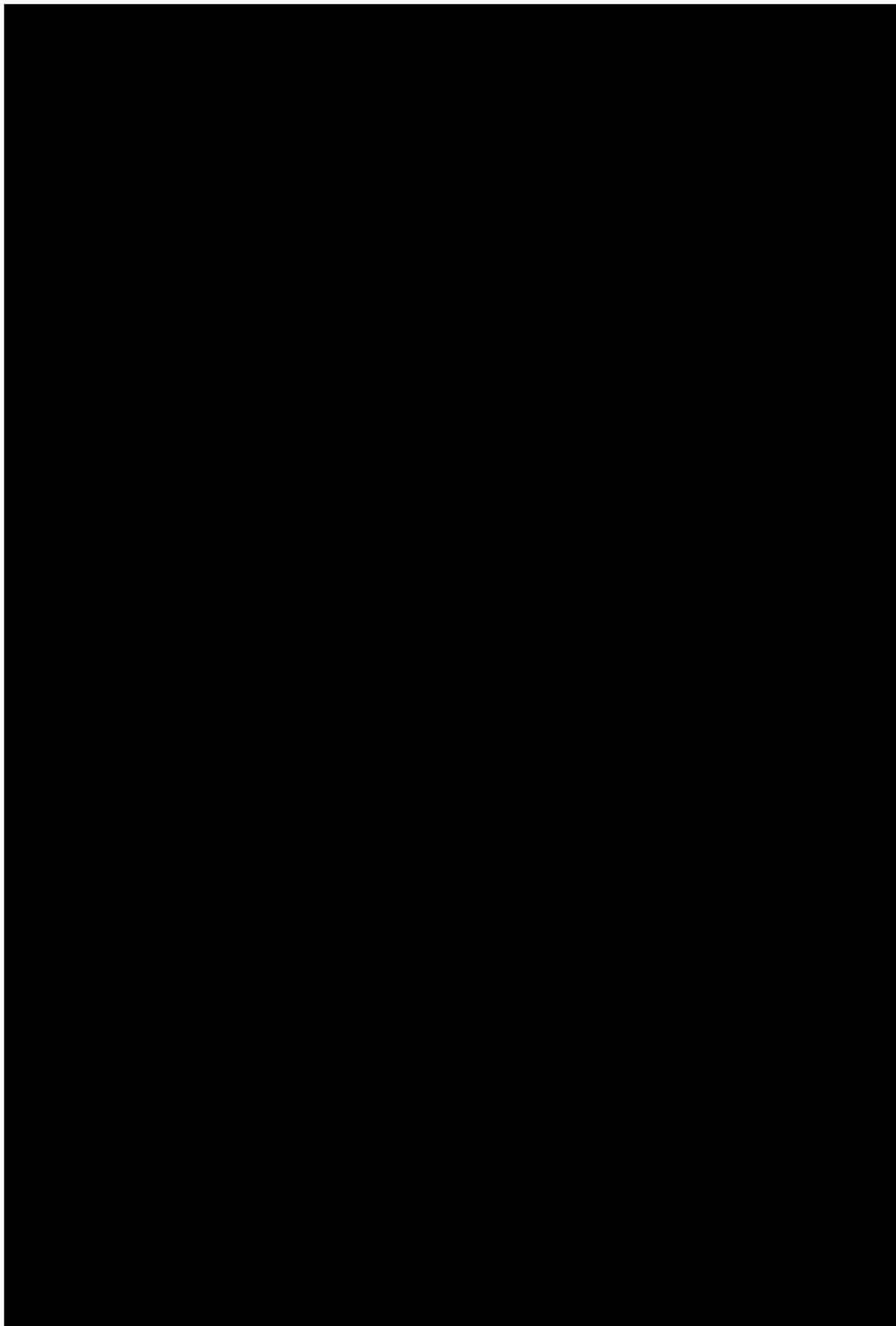


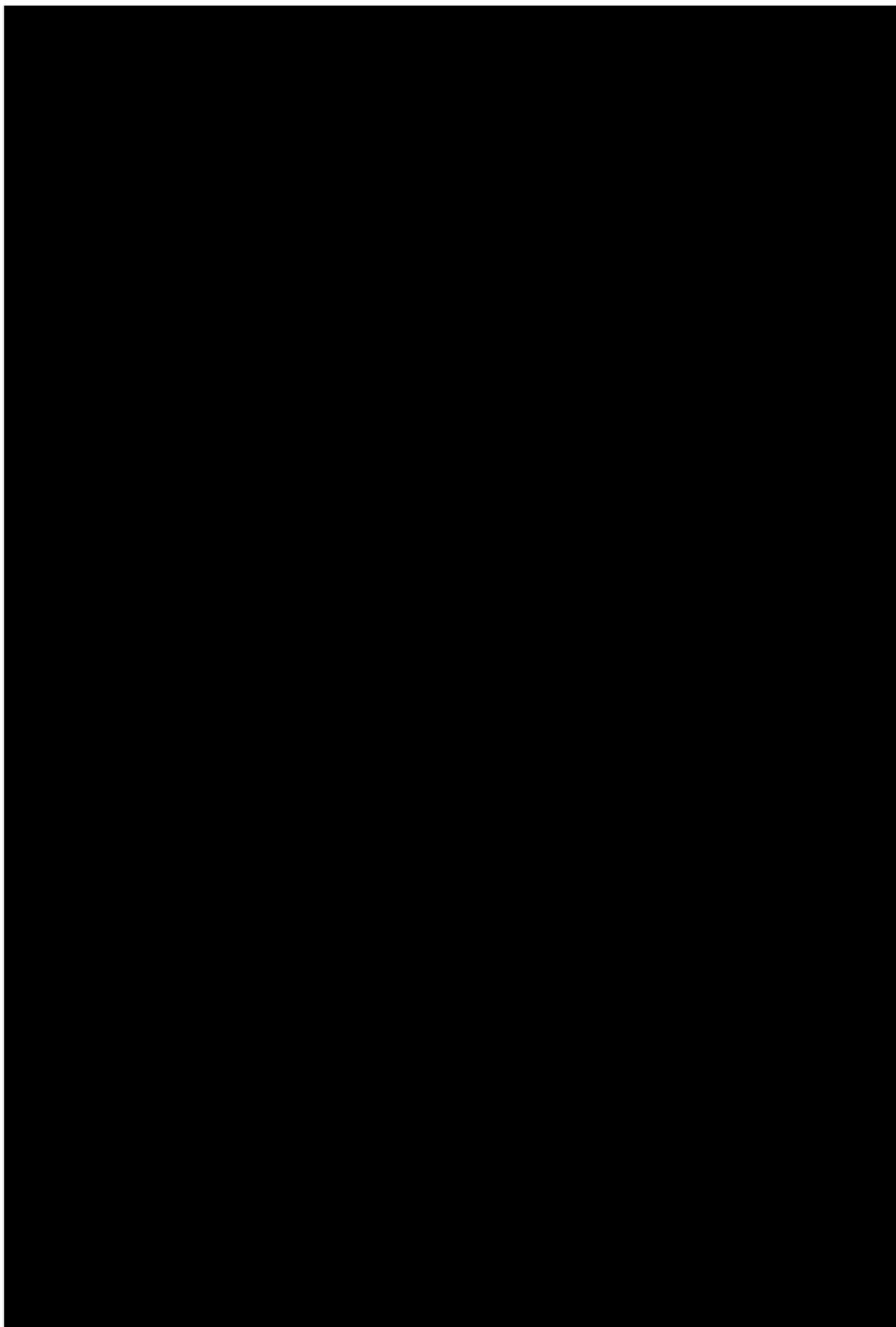


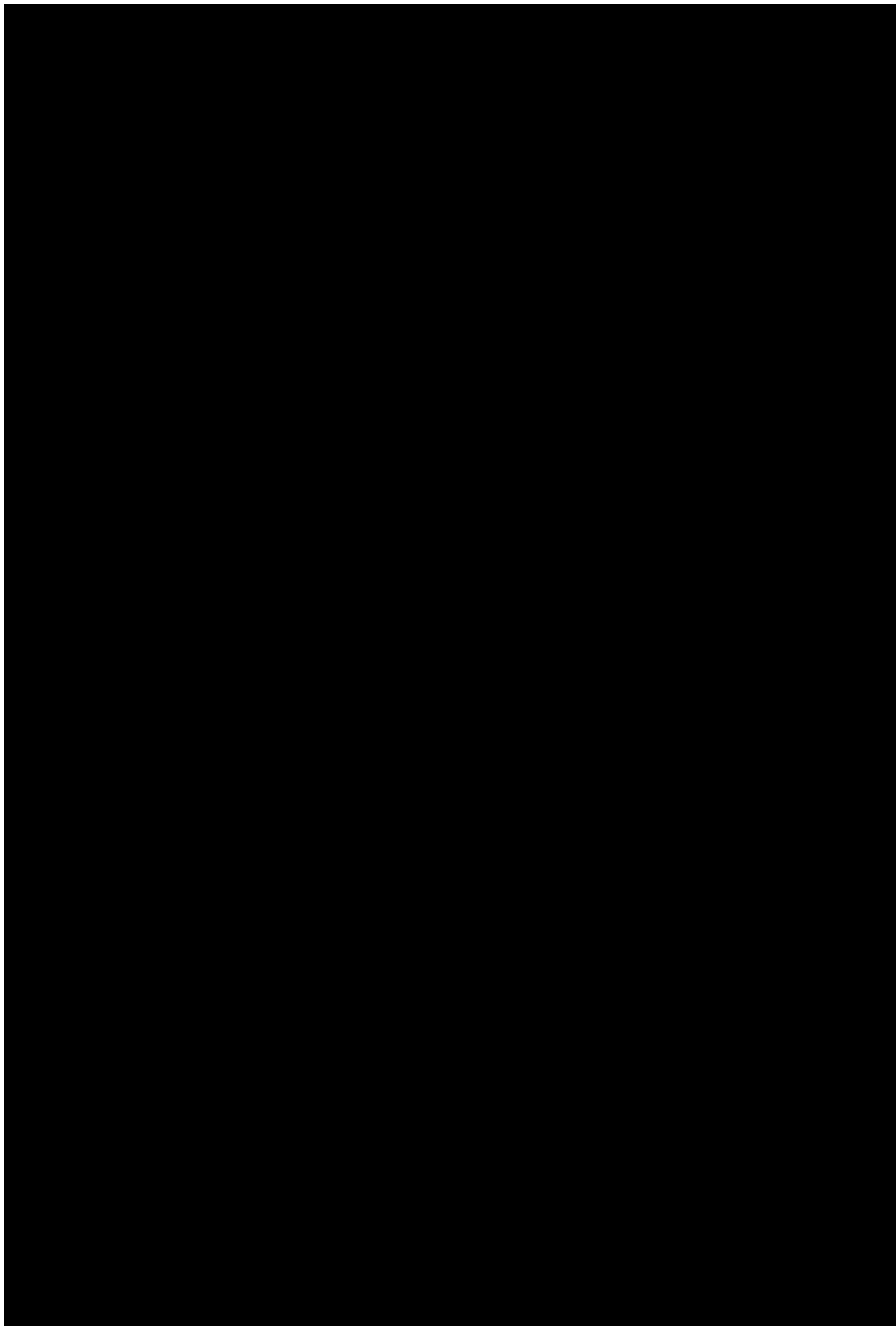


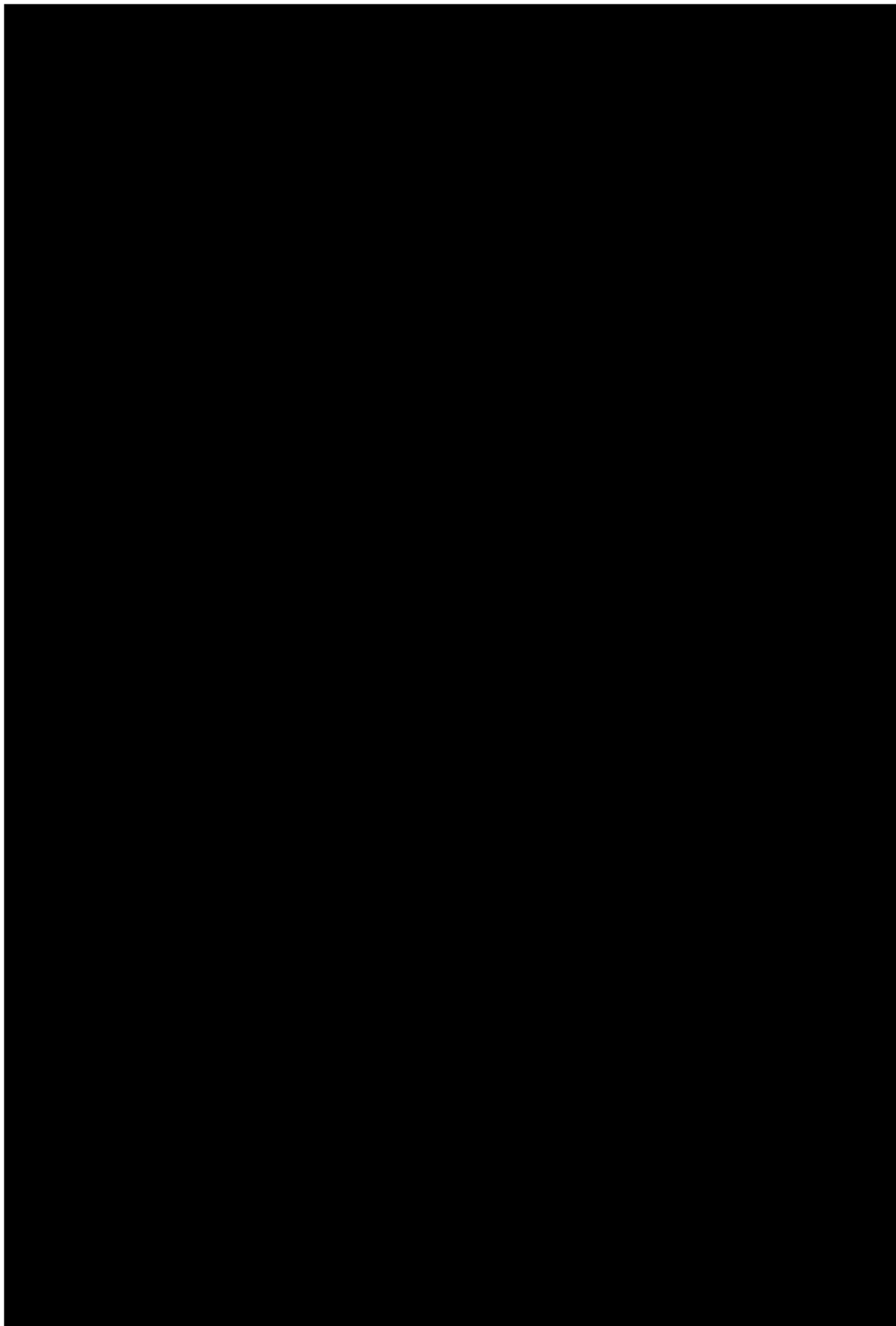




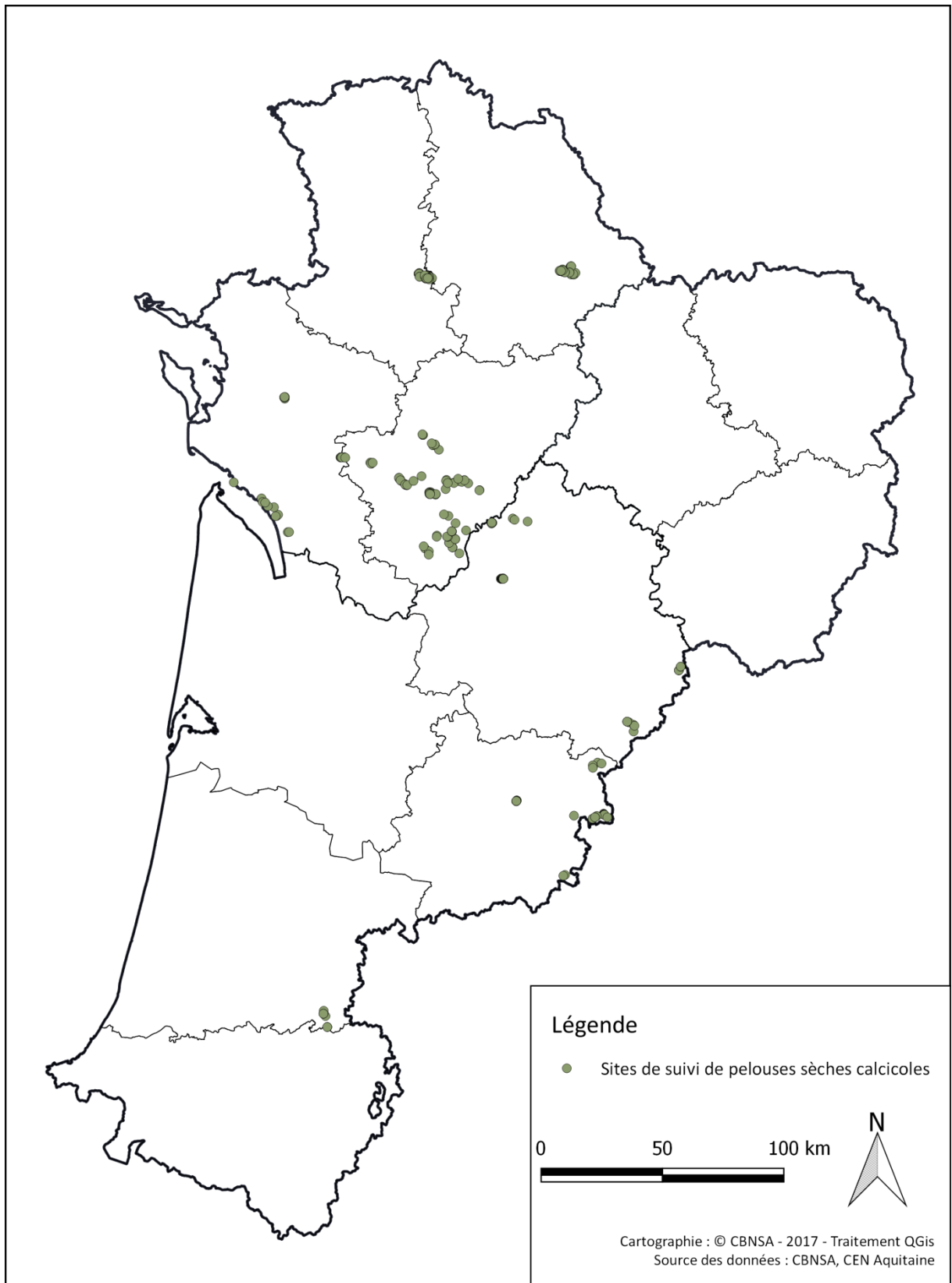






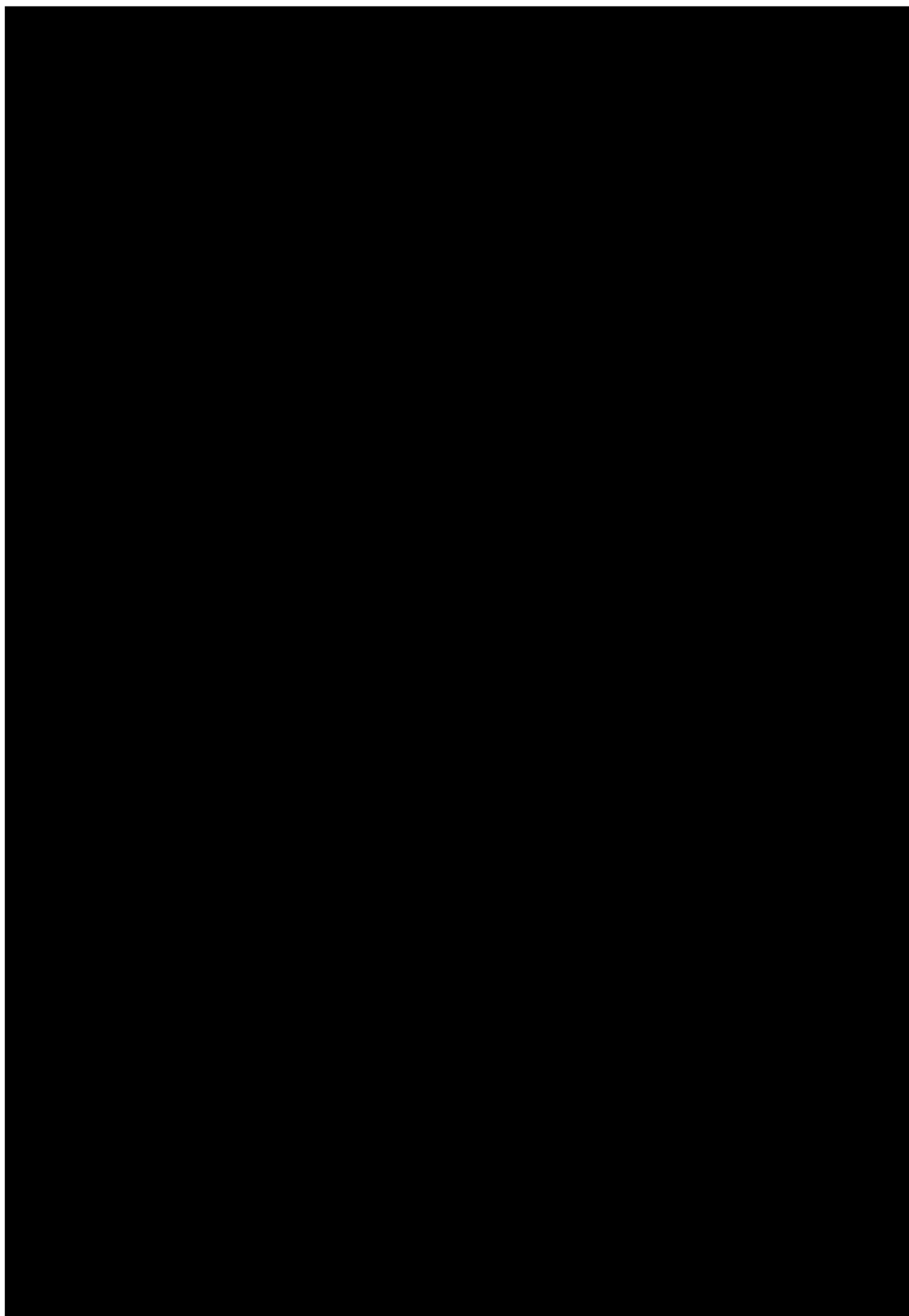


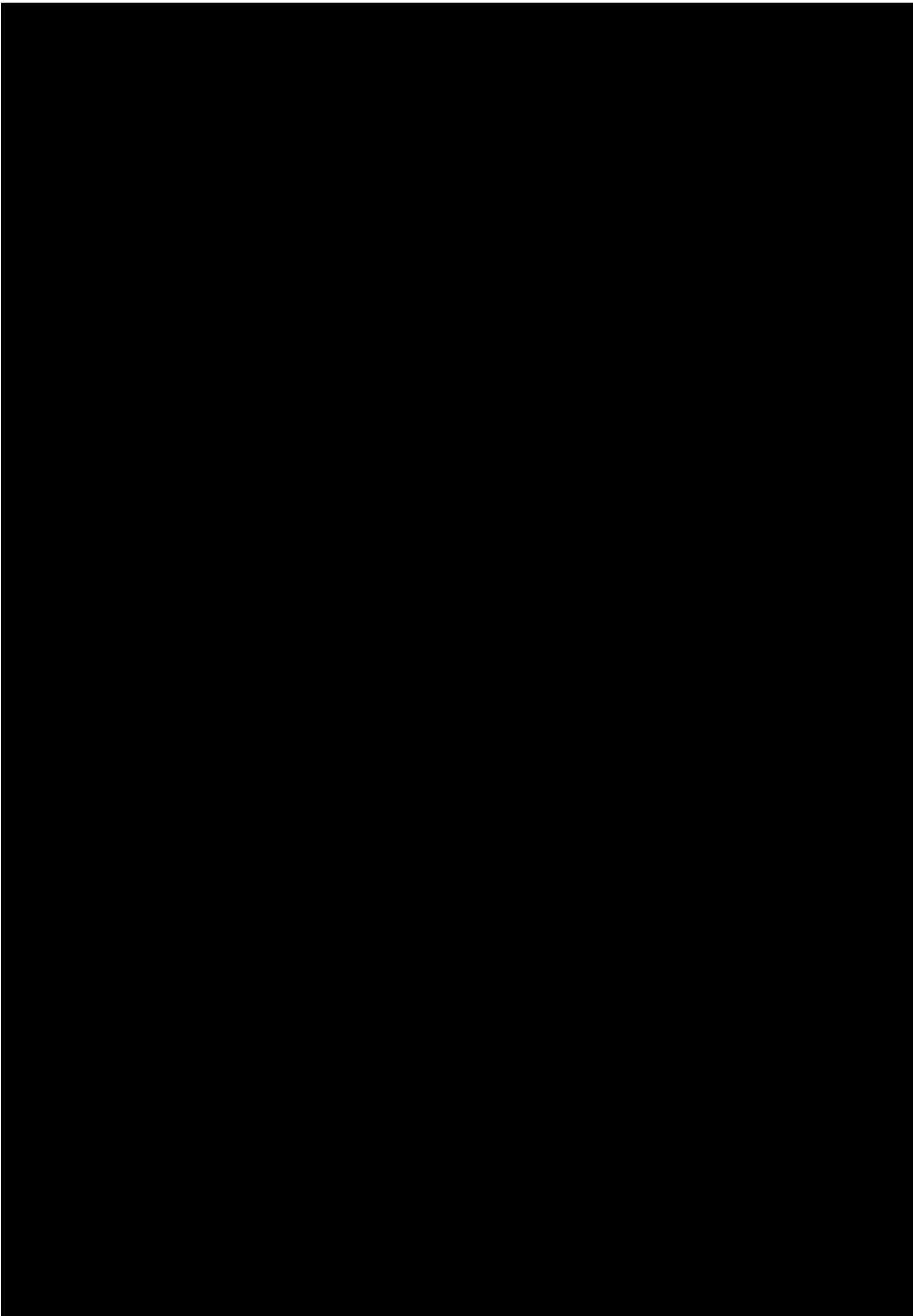
Annexe. 5. Carte des sites de suivi des pelouses calcicoles pré-existants

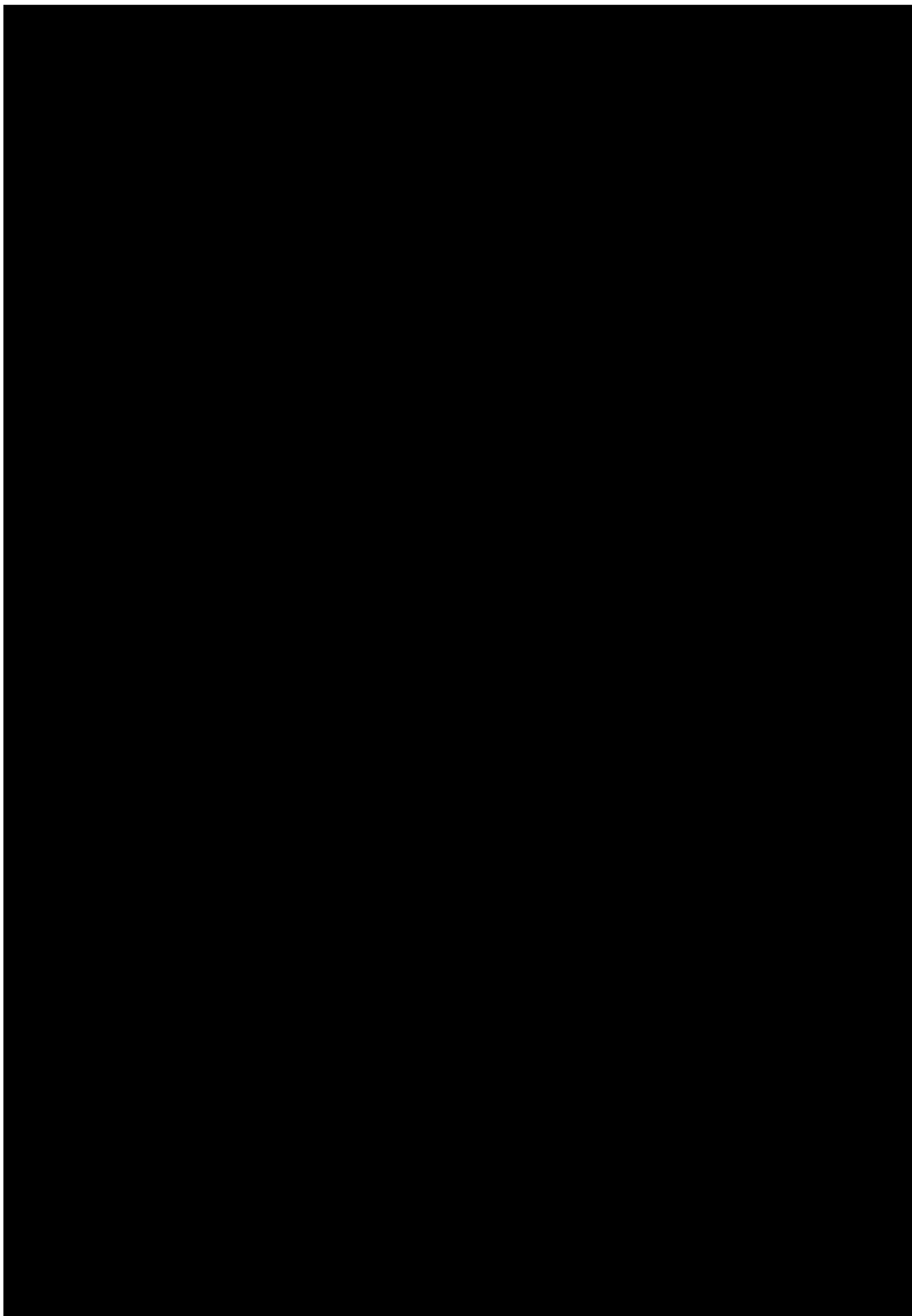


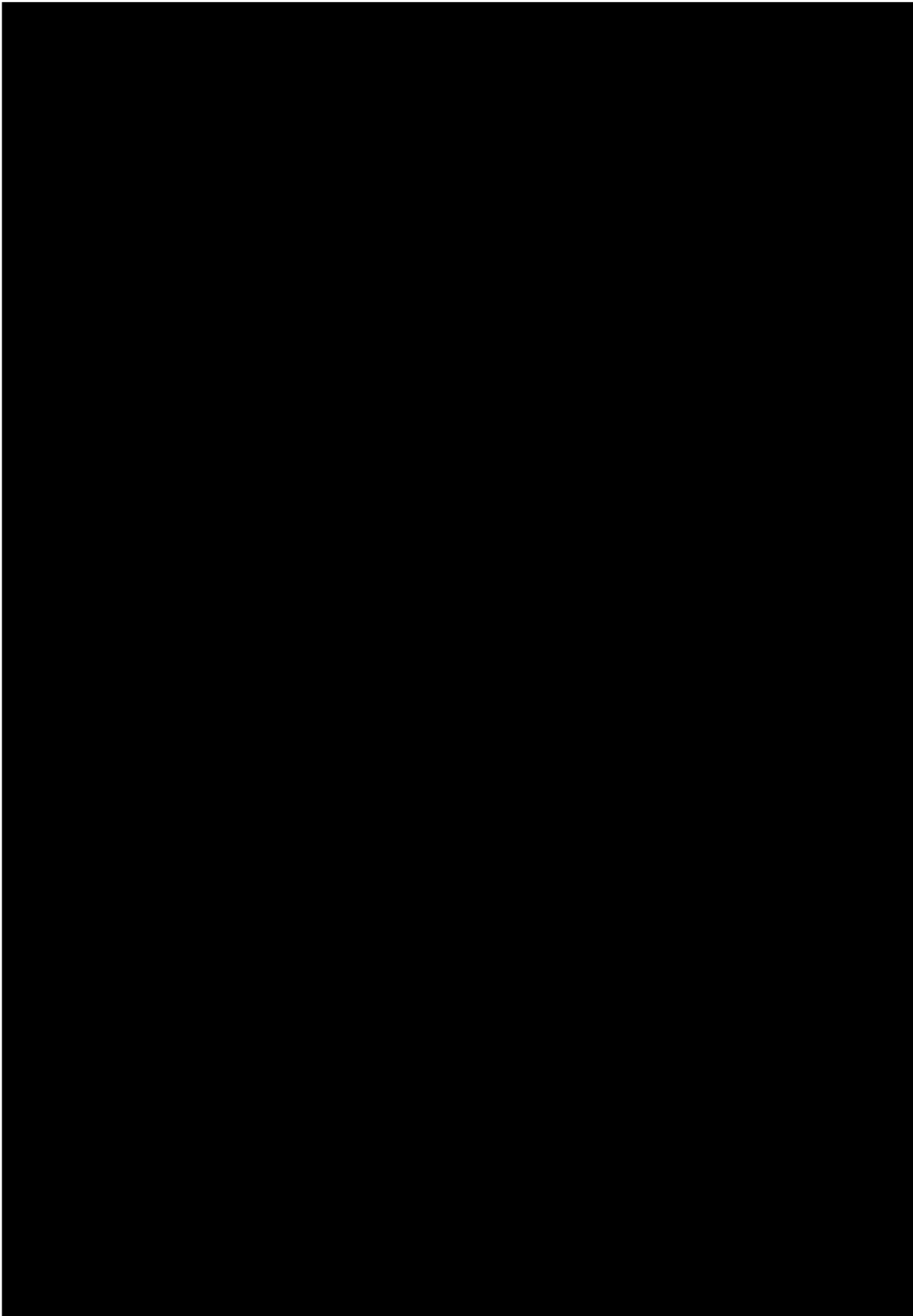
Réseau de sites de suivi des communautés végétales de pelouses sèches pré-existants en ex-Aquitaine et Poitou-Charentes

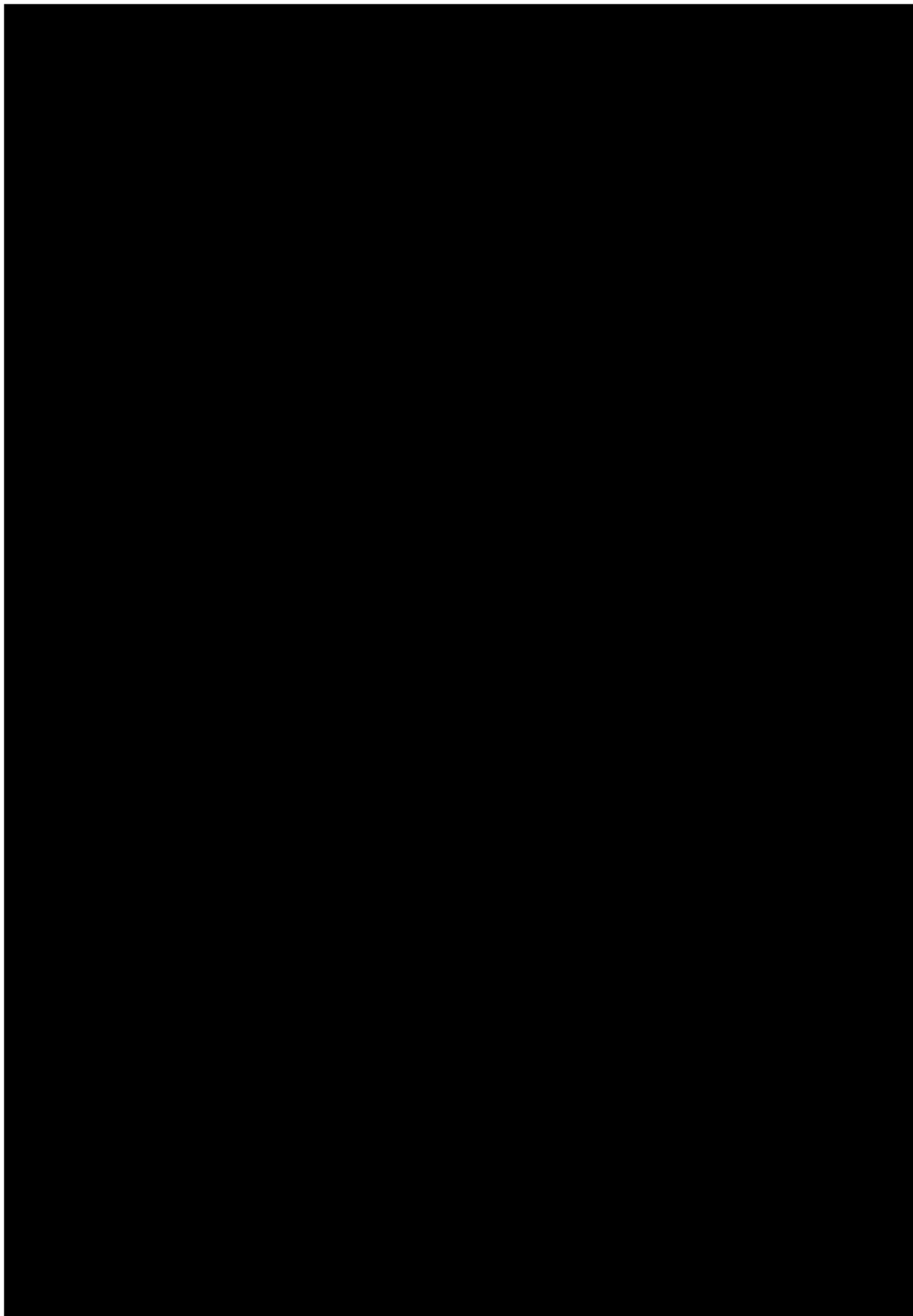
Annexe. 6. Cartes de localisation des dispositifs de suivi des pelouses calcicoles

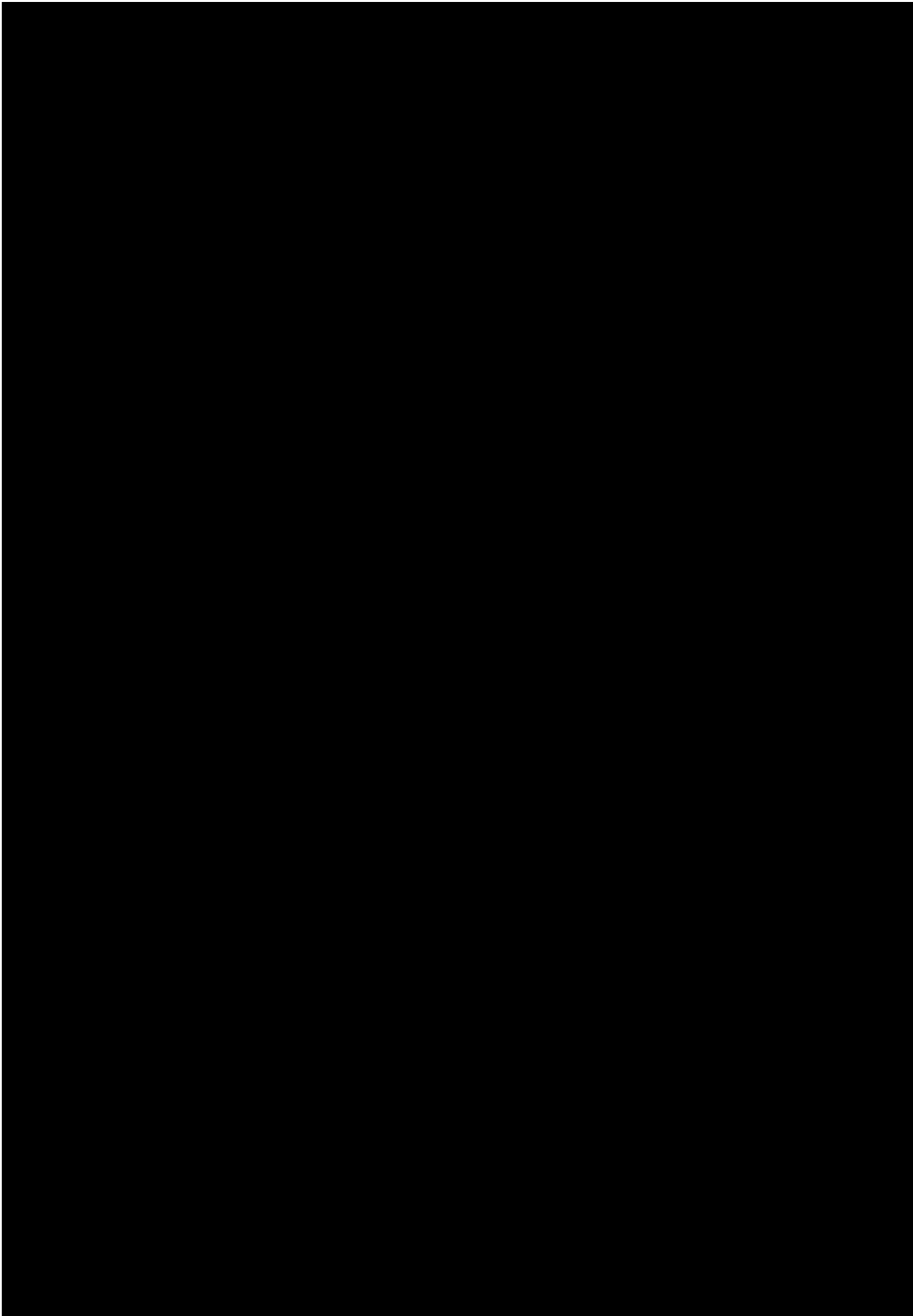


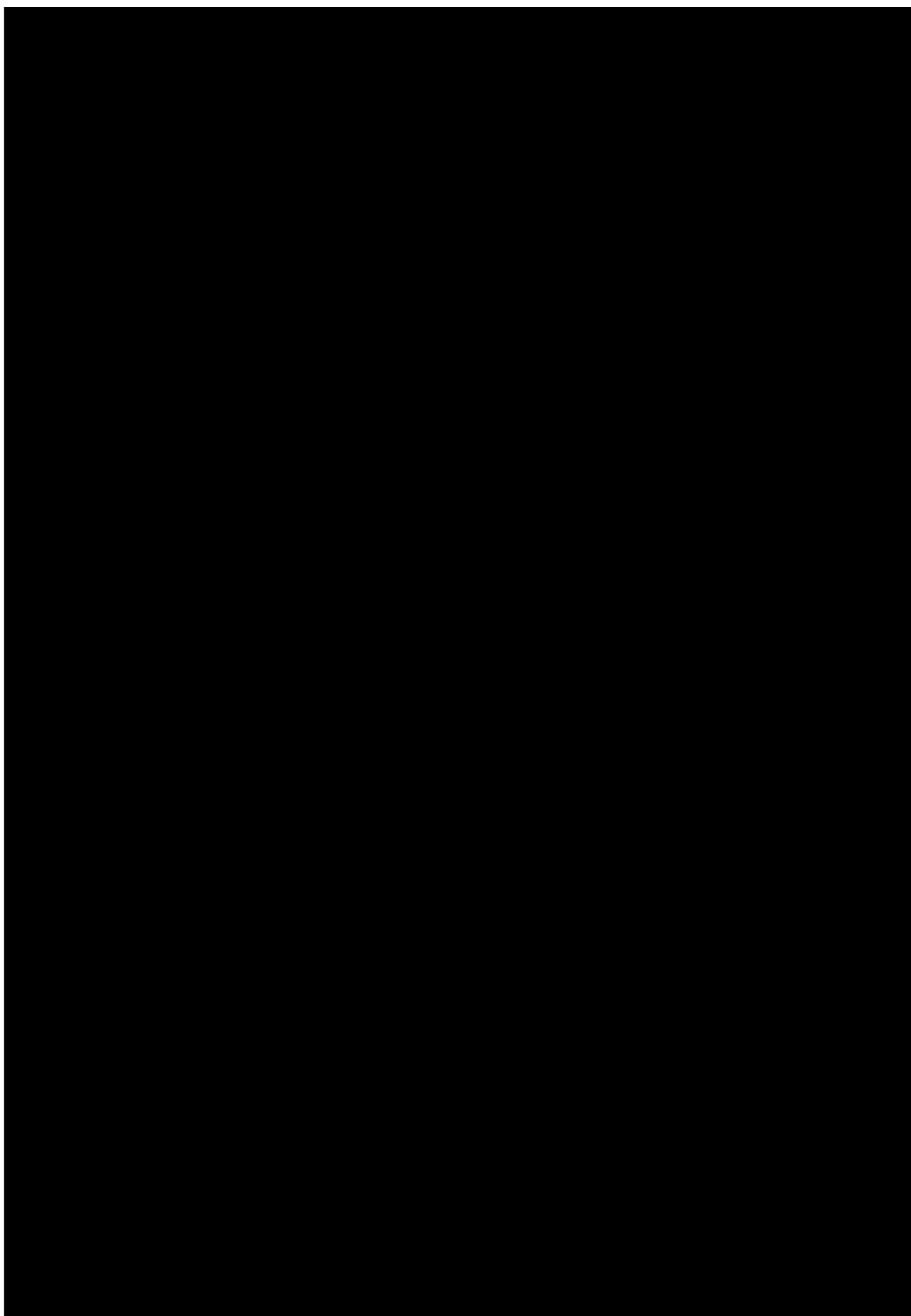


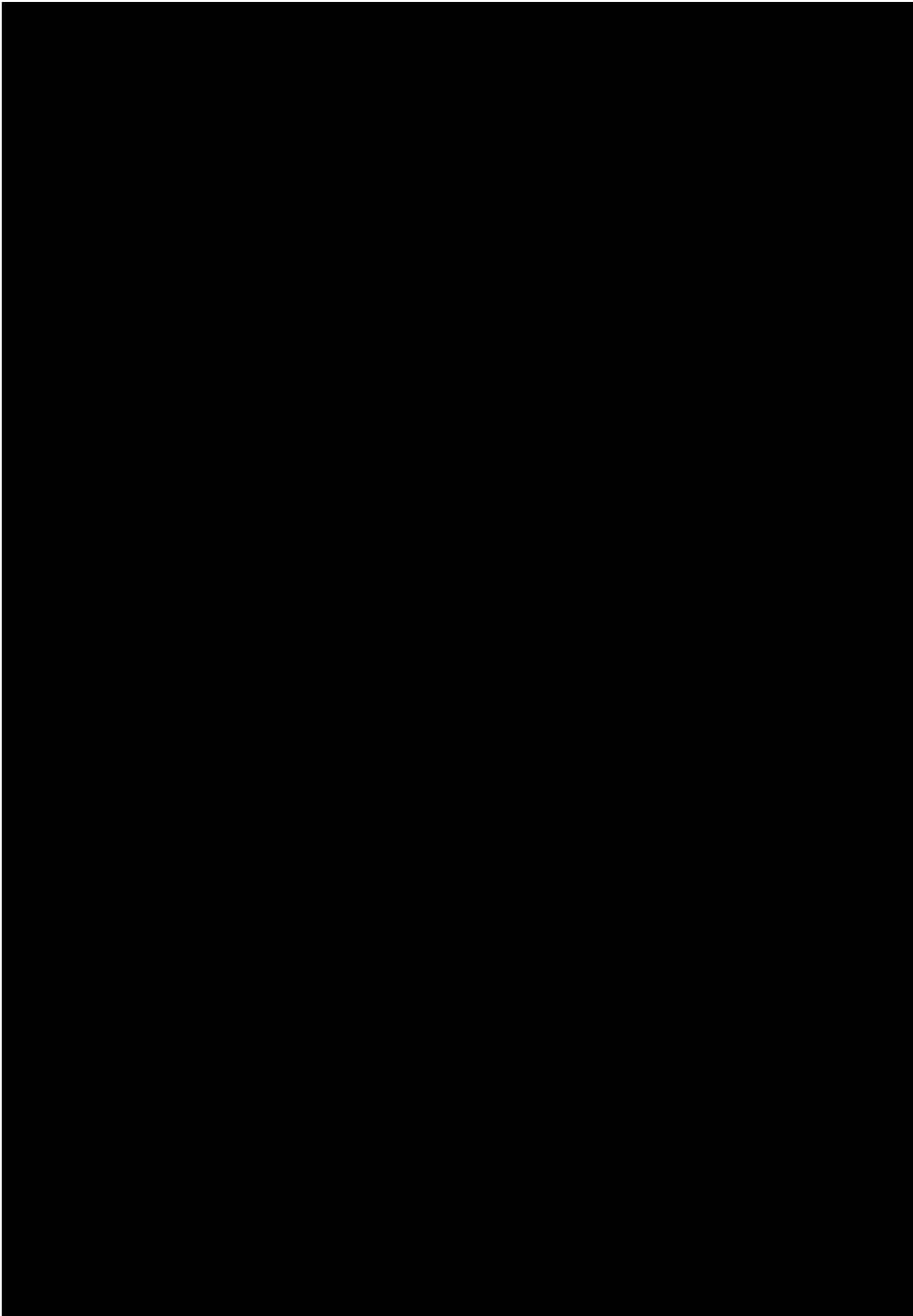


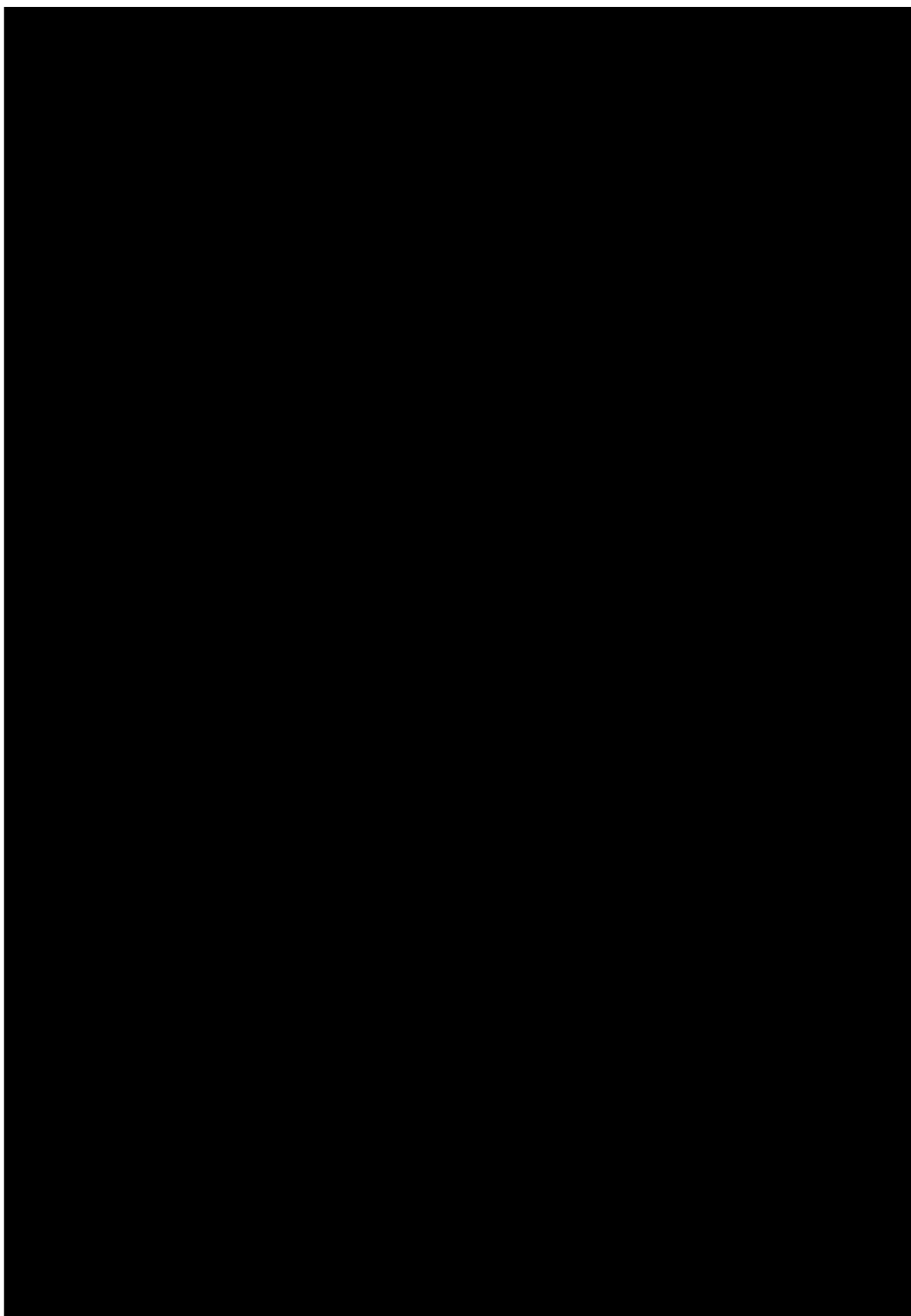


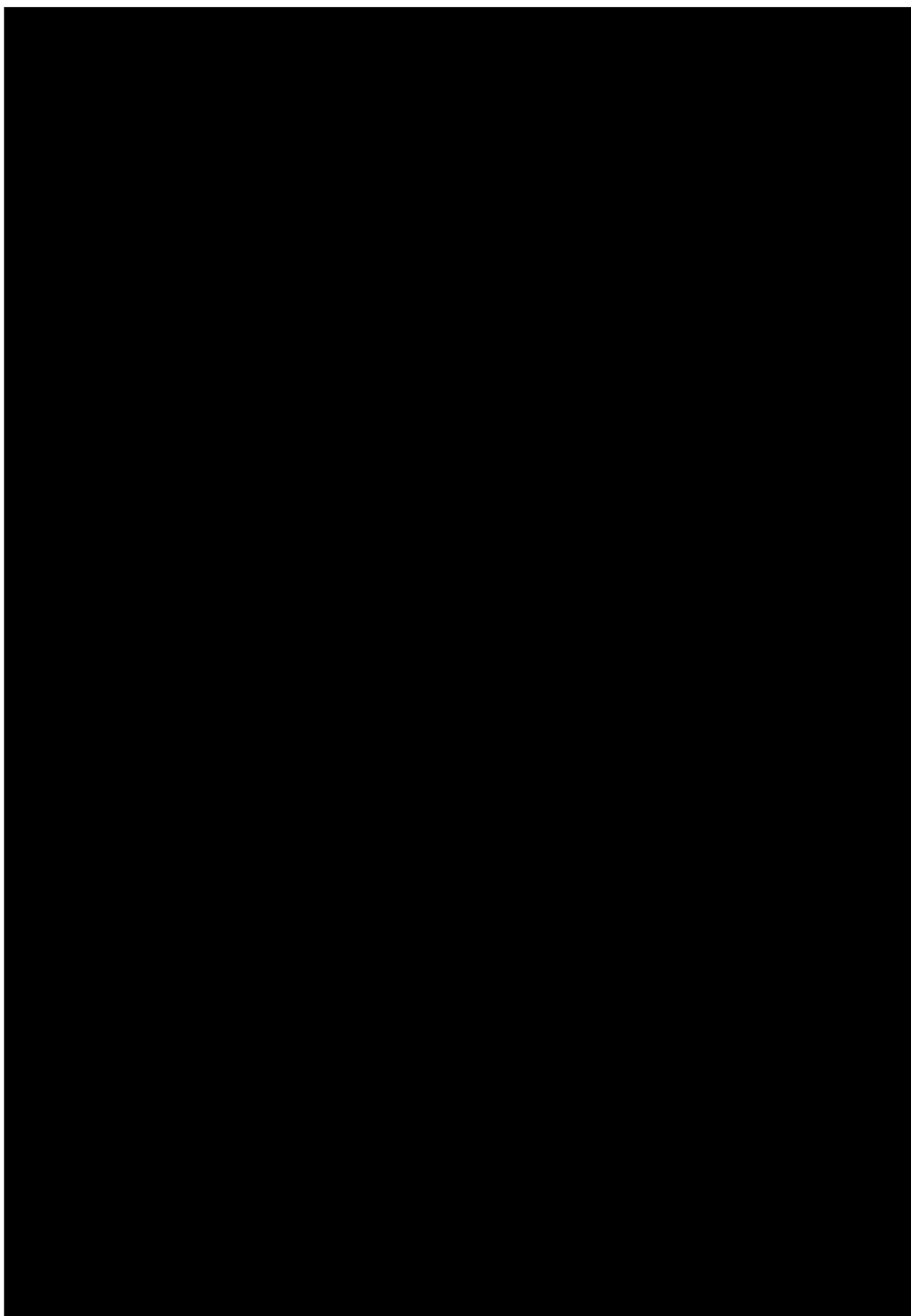


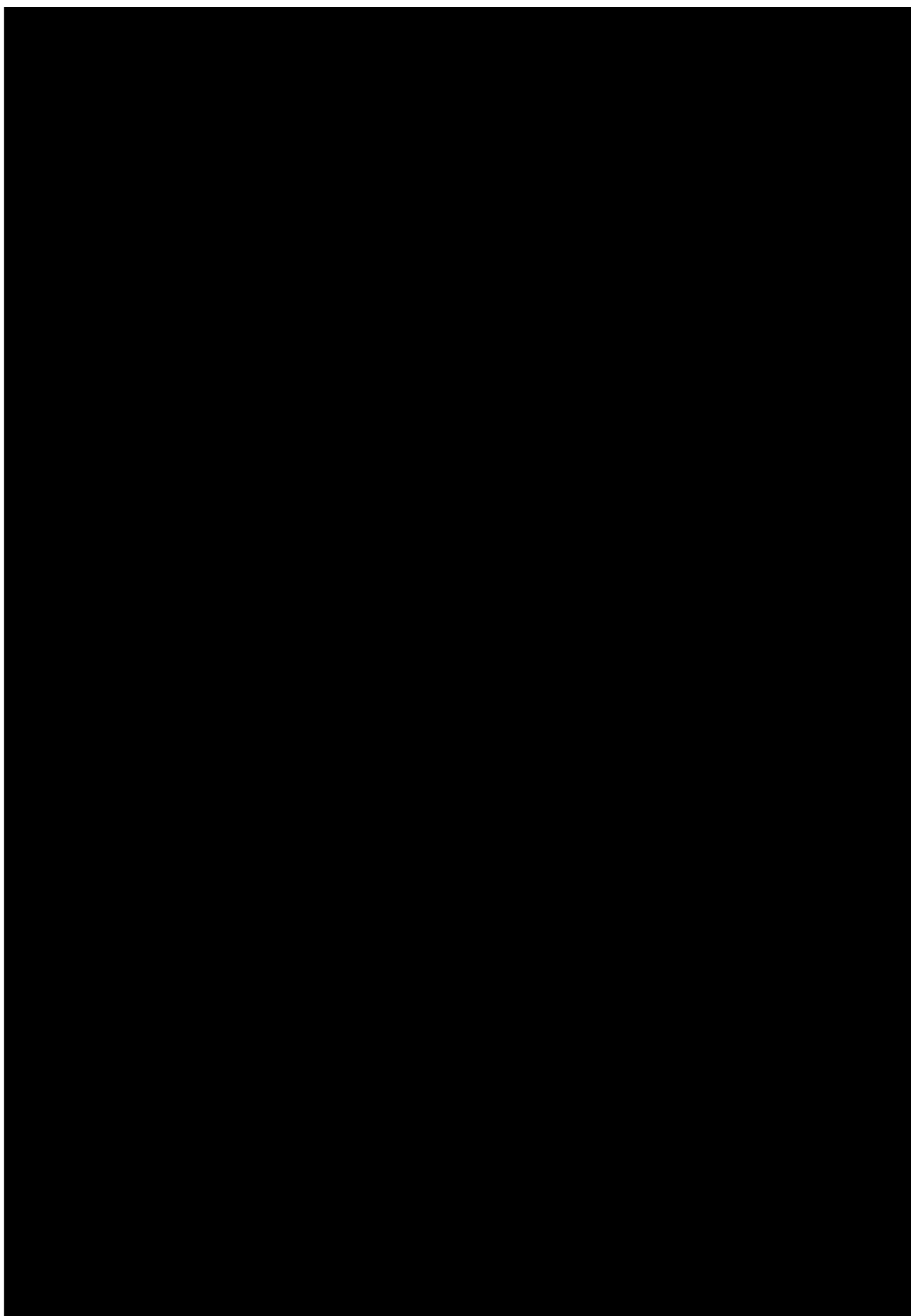


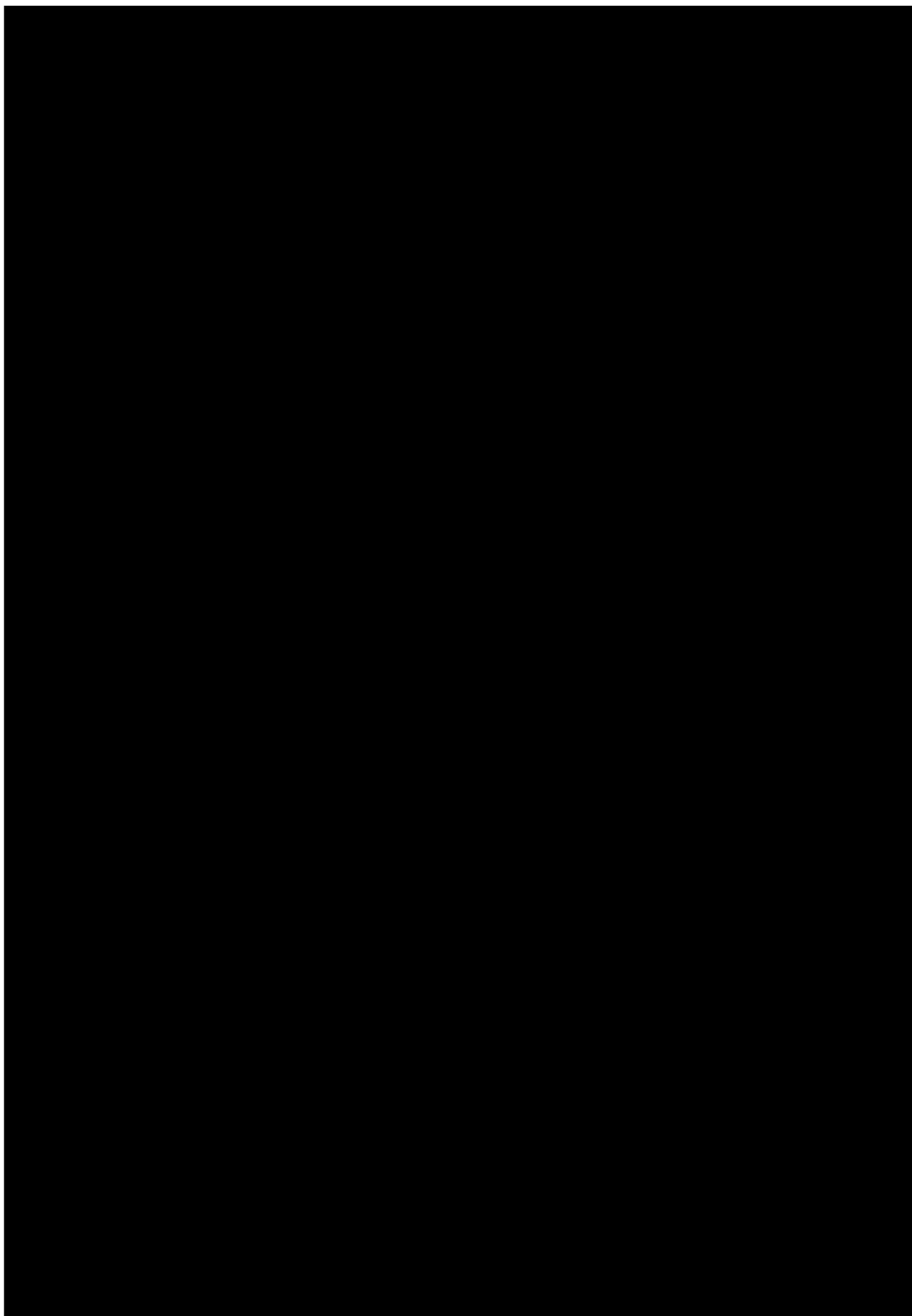


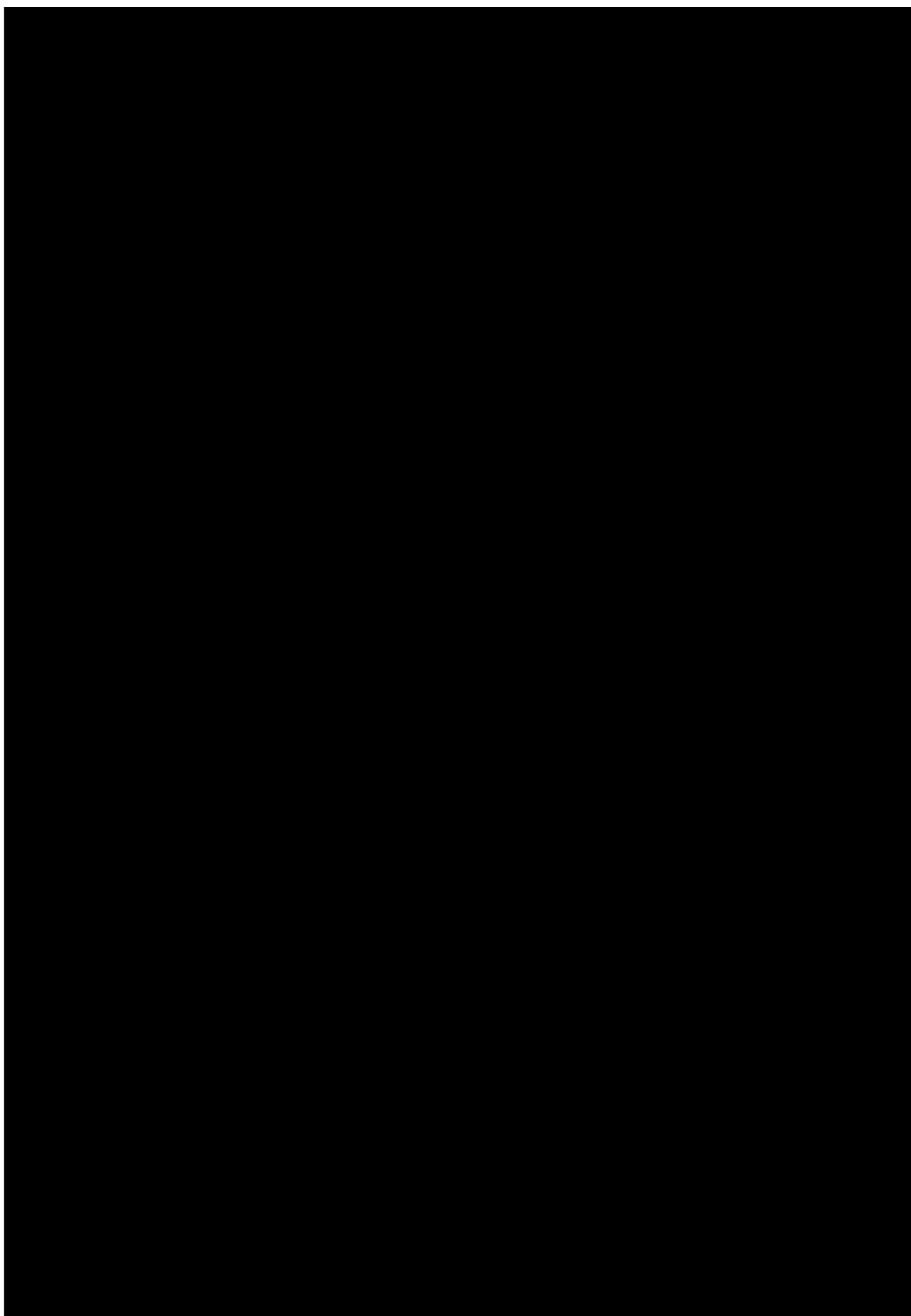


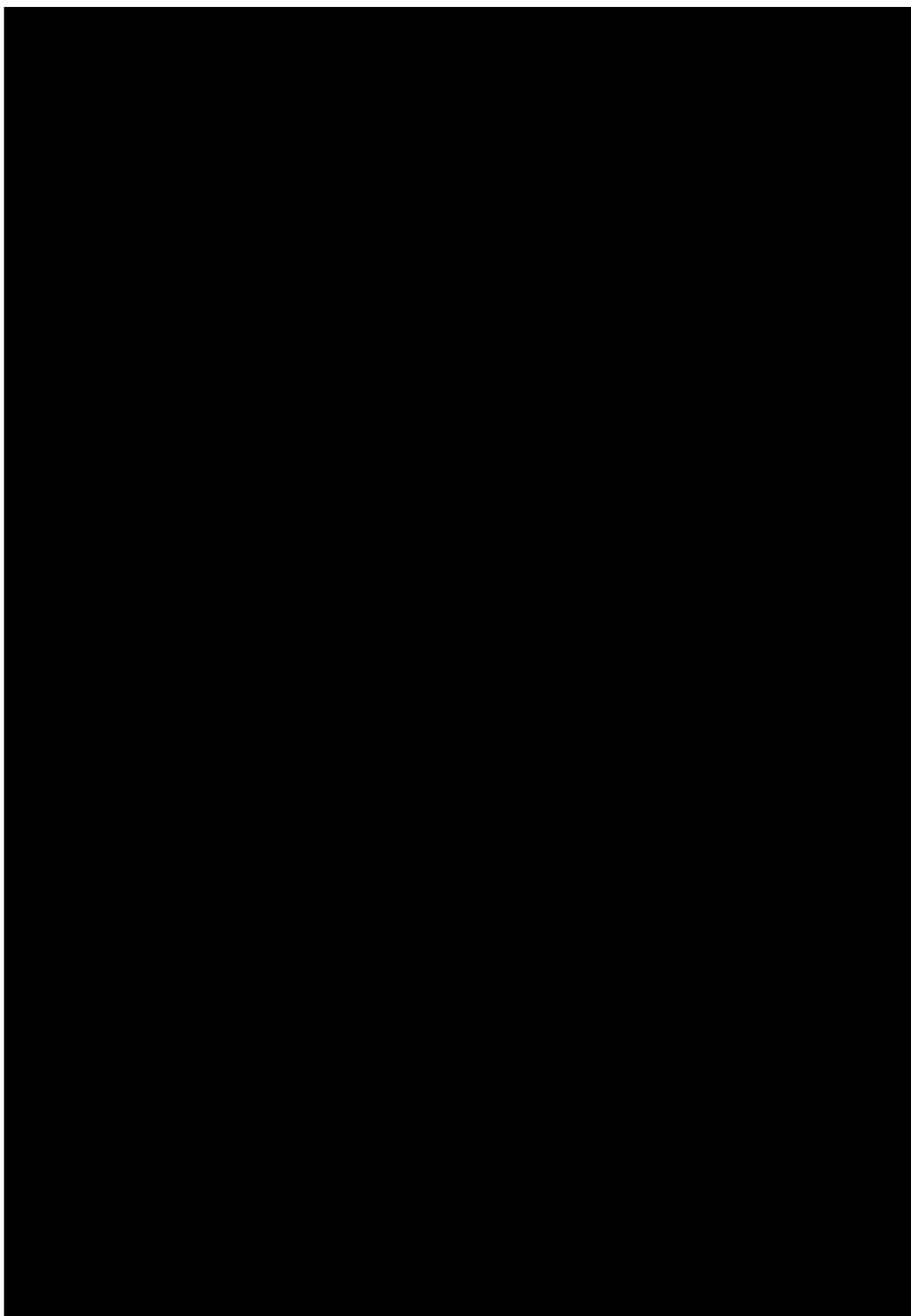


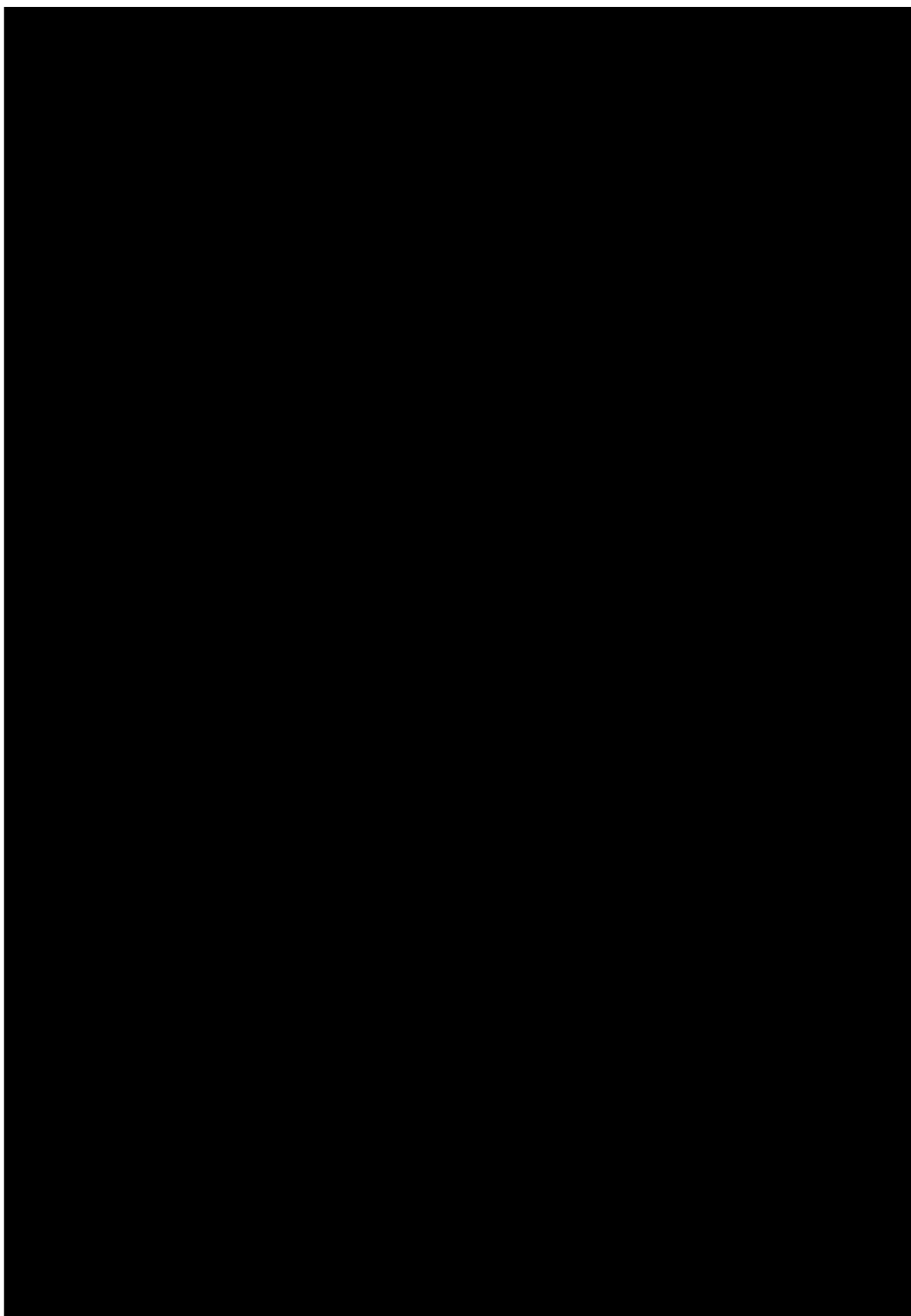


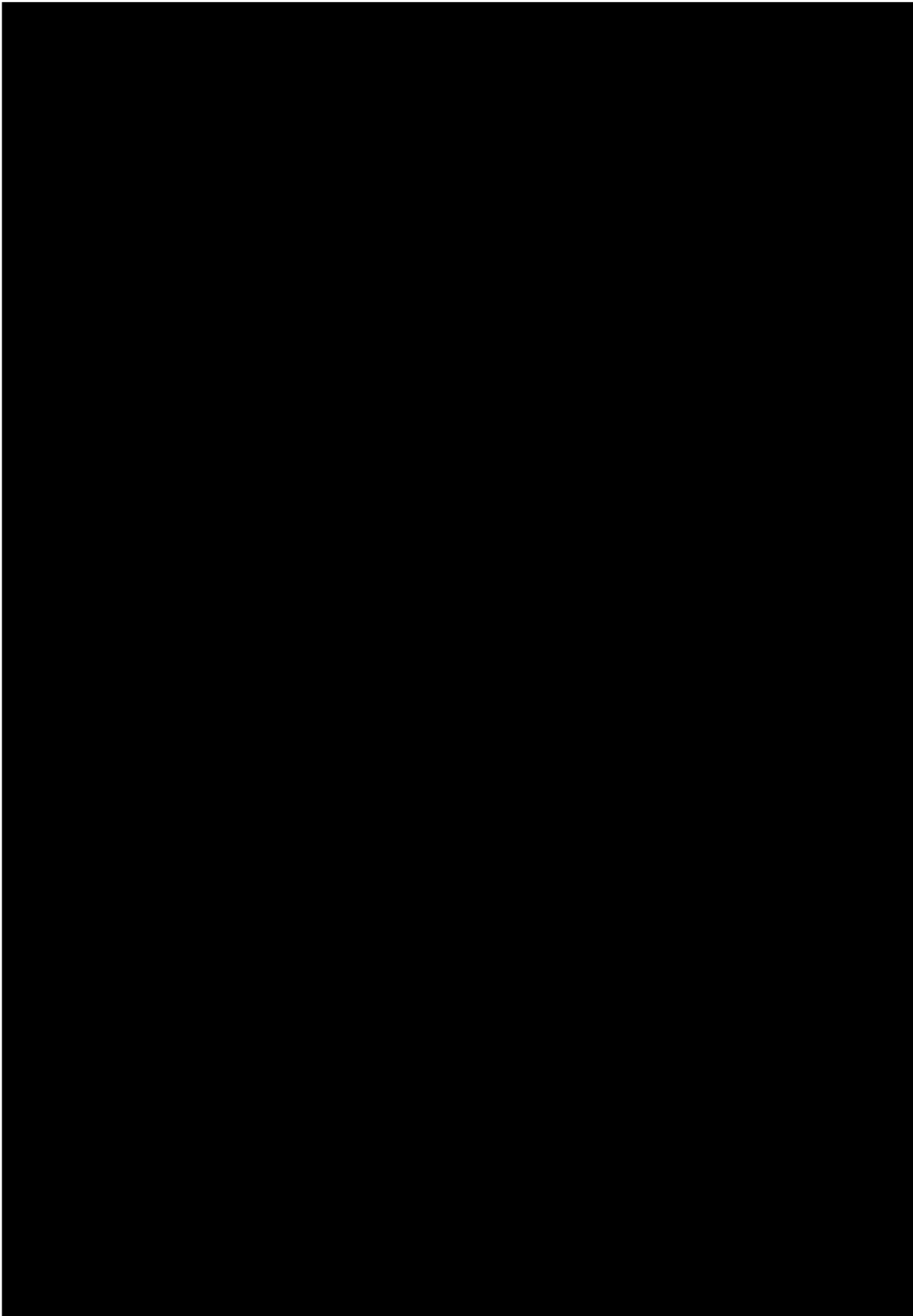


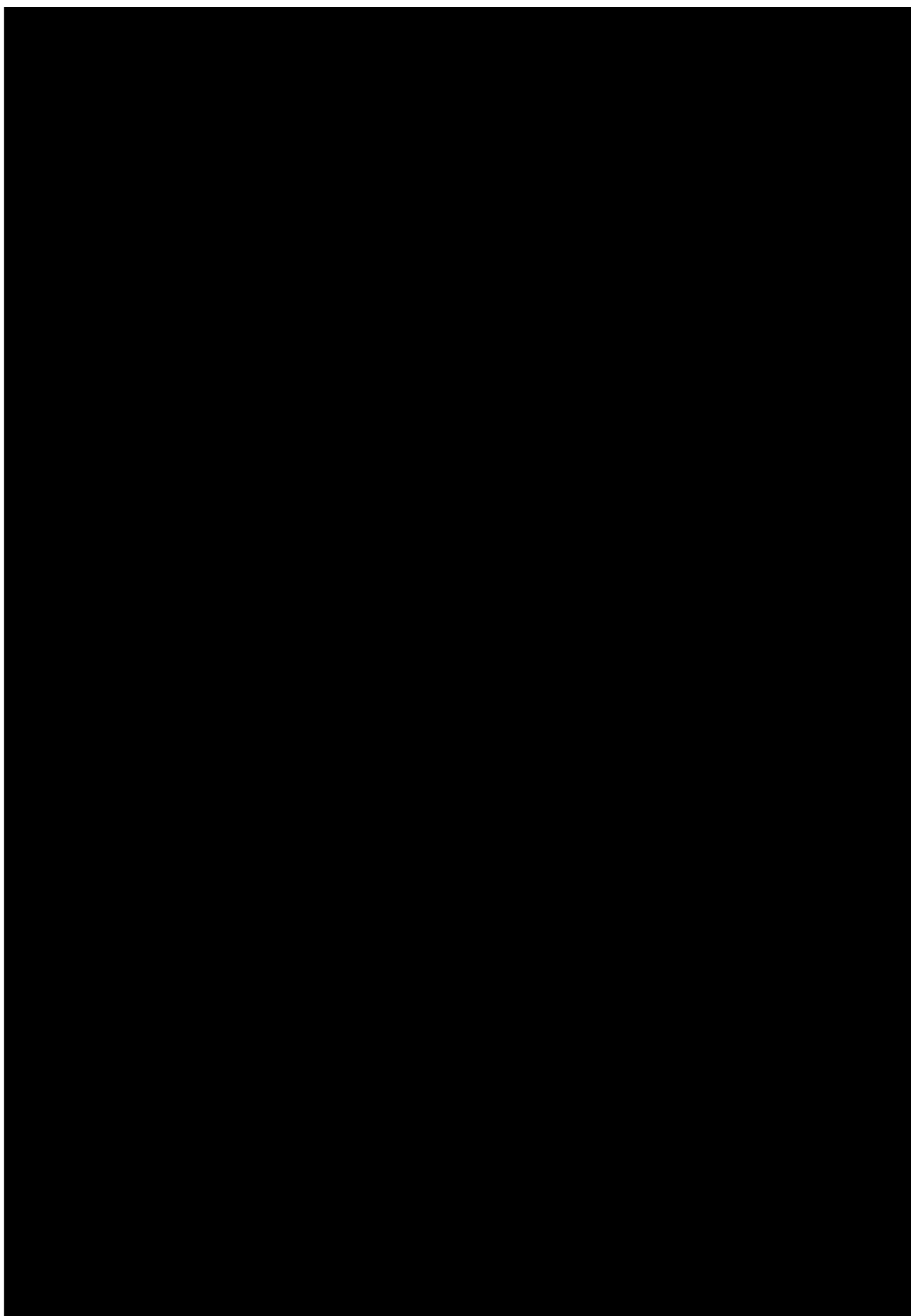














Site Natura 2000		Géologie	
Code quadrat composé		Nature du sol	
Code quadrat paysager		Roche mère	Calcaires durs compact / tendres / sableux / marneux
Coordonnées GPS		Type de sol	Ustosol / Rendzine / Sol brun
Date		Degré de la pente	
Observateur(s)		Exposition	
Photos		Autres conditions stationnelles	
Communauté(s) végétale(s)			
Localisation du quadrat élémentaire			
Sol nu (%)			
Litière (%)			
Strate bryolichenique (%)			
Strate 1			
Strate 2			
Strate 3			
Hauteur strate 1 (cm)			
Hauteur strate 2 (cm)			
Hauteur strate 3 (cm)			
Recouvrement strate 1 (%)			
Recouvrement strate 2 (%)			
Recouvrement strate 3 (%)			
1			
2			
3			
4			
5			
6			
7			
8			
9			
10			
11			
12			
13			
14			
15			
16			
17			
18			
19			
20			
21			
22			
23			
24			
25			
26			
27			
28			
29			
30			
31			
32			
33			
34			
35			
36			
37			
38			
39			
40			
41			
42			
43			
44			
45			
46			
47			
48			
49			
50			

Annexe. 8. Flore recensées sur les sites de pelouses calcicoles

Cause de daglan

Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation
<i>Acer monspessulanum</i> L., 1753	2013	<i>Odontites luteus</i> (L.) Clairv., 1811	2017
<i>Anacamptis morio</i> (L.) R.M.Bateman, Pridgeon & M.W.Chase, 1997	2017	<i>Ononis cf. striata</i> Gouan, 1773	2017
<i>Anacamptis pyramidalis</i> (L.) Rich., 1818	2017	<i>Ononis pusilla</i> L., 1759	2013
<i>Anthericum liliago</i> L., 1753	2017	<i>Ononis spinosa</i> L., 1753	2013
<i>Anthericum ramosum</i> L., 1753	2013	<i>Origanum vulgare</i> L., 1753	2013
<i>Argyrobolium zanonii</i> (Turra) P.W.Ball, 1968	2017	<i>Orobanche</i> L., 1753	2013
<i>Asperula cynanchica</i> L., 1753	2017	<i>Picris hieracioides</i> L., 1754	2017
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds., 1762	2017	<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1863	2017
<i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng, 1936	2017	<i>Pimpinella saxifraga</i> L., 1753	2017
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult., 1817	2017	<i>Poa pratensis</i> L., 1753	2013
<i>Briza media</i> L., 1753	2013	<i>Polygala calcarea</i> F.W.Schultz, 1837	2013
<i>Bromopsis erecta</i> (Huds.) Fourr., 1869	2017	<i>Potentilla verna</i> L., 1753	2017
<i>Bupleurum falcatum</i> L., 1753	2017	<i>Poterium sanguisorba</i> L., 1753	2017
<i>Campanula rotundifolia</i> L., 1753	2013	<i>Prunus spinosa</i> L., 1753	2017
<i>Carex flacca</i> Schreb., 1771	2017	<i>Quercus pubescens</i> Willd., 1805	2017
<i>Carex halleriana</i> Asso, 1779	2017	<i>Rhaponticum coniferum</i> (L.) Greuter, 2003	2017
<i>Carlina vulgaris</i> L., 1753	2017	<i>Rosa agrestis</i> Savi, 1798	2013
<i>Castanea sativa</i> Mill., 1768	2013	<i>Rosa canina</i> L., 1753	2017
<i>Centaurea gr. jacea</i> L., 1753	2013	<i>Rosa micrantha</i> Borrer ex Sm., 1812	2017
<i>Centaurea scabiosa</i> subsp. <i>scabiosa</i> L., 1753	2017	<i>Rubia peregrina</i> L., 1753	2017
<i>Centaureum erythraea</i> Raf., 1800	2013	<i>Salvia pratensis</i> L., 1753	2017
<i>Cirsium acaulon</i> (L.) Scop., 1769	2017	<i>Scabiosa columbaria</i> L., 1753	2017
<i>Cornus sanguinea</i> L., 1753	2017	<i>Seseli montanum</i> L., 1753	2017
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq., 1775	2017	<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill, 1769	2017
<i>Cytisus lotoides</i> Pourr., 1788	2017	<i>Sorbus domestica</i> L., 1753	2017
<i>Dactylis glomerata</i> L., 1753	2013	<i>Sorbus torminalis</i> (L.) Crantz, 1763	2013
<i>Eryngium campestre</i> L., 1753	2017	<i>Stachys recta</i> L., 1767	2017
<i>Festuca auquieri</i> Kerguelen, 1979	2017	<i>Stachelina dubia</i> L., 1753	2017
<i>Fumana procumbens</i> (Dunal) Gren. & Godr., 1847	2017	<i>Taxus baccata</i> L., 1753	2017
<i>Galium album</i> Mill., 1768	2017	<i>Teucrium chamaedrys</i> L., 1753	2017
<i>Galium mollugo</i> L., 1753	2013	<i>Teucrium montanum</i> L., 1753	2017
<i>Galium pumilum</i> Murray, 1770	2017	<i>Thesium humifusum</i> subsp. <i>humifusum</i> DC., 1815	2017
<i>Genista pilosa</i> L., 1753	2017	<i>Thymus praecox</i> Opiz, 1824	2017
<i>Globularia bisnagarica</i> L., 1753	2017	<i>Ulmus minor</i> Mill., 1768	2017
<i>Hedera helix</i> L., 1753	2017	<i>Viburnum lantana</i> L., 1753	2017
<i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Mill., 1768	2017	<i>Vincetoxicum hirundinaria</i> Medik., 1790	2017



<i>Helichrysum stoechas</i> (L.) Moench, 1794	2017	<i>Viola hirta</i> L., 1753	2013
<i>Hippocrepis comosa</i> L., 1753	2017		
<i>Hypericum perforatum</i> L., 1753	2013		
<i>Inula montana</i> L., 1753	2017		
<i>Juniperus communis</i> L., 1753	2017		
<i>Lavandula latifolia</i> Medik., 1784	2017		
<i>Leontodon crispus</i> Vill., 1779	2017		
<i>Leontodon hispidus</i> L. subsp. <i>hispidus</i>	2013		
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam., 1779	2017		
<i>Ligustrum vulgare</i> L., 1753	2013		
<i>Linum suffruticosum</i> subsp. <i>appressum</i> (Caball.) Rivas Mart., 1978	2017		
<i>Muscari comosum</i> (L.) Mill., 1768	2017		

Cingle de trémolat

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
<i>Acer monspessulanum</i> L., 1753	2013	<i>Orobanche alba</i> Stephan ex Willd., 1800	2013
<i>Allium sphaerocephalon</i> L., 1753	2017	<i>Orobanche amethystea</i> Thuill., 1799	2017
<i>Anacamptis pyramidalis</i> (L.) Rich., 1817	2013	<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862	2017
<i>Anthyllis vulneraria</i> L., 1753	2017	<i>Pimpinella saxifraga</i> L., 1753	2013
<i>Arenaria serpyllifolia</i> L., 1753	2013	<i>Pinus sylvestris</i> L., 1753	2017
<i>Asperula cynanchica</i> L., 1753	2017	<i>Potentilla verna</i> L., 1753	2017
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds., 1762	2017	<i>Poterium sanguisorba</i> L., 1753	2017
<i>Bombycilaena erecta</i> (L.) Smoljan., 1956	2017	<i>Prunus mahaleb</i> L., 1753	2017
<i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng, 1936	2017	<i>Quercus ilex</i> L., 1753	2017
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult., 1817	2017	<i>Quercus pubescens</i> Willd., 1805	2017
<i>Bromopsis erecta</i> (Huds.) Fourr., 1869	2017	<i>Ranunculus bulbosus</i> L., 1753	2013
<i>Carex halleriana</i> Asso, 1779	2017	<i>Rubia peregrina</i> L., 1753	2017
<i>Carlina vulgaris</i> L., 1753	2013	<i>Scabiosa columbaria</i> L., 1753	2017
<i>Centaurea scabiosa</i> subsp. <i>scabiosa</i> L., 1753	2017	<i>Sedum anopetalum</i> DC., 1808	2013
<i>Cerastium brachypetalum</i> Desp. ex Pers., 1805	2013	<i>Sedum ochroleucum</i> Chaix, 1785	2017
<i>Cerastium pumilum</i> Curtis, 1777	2017	<i>Seseli montanum</i> L., 1753	2017
<i>Convolvulus cantabrica</i> L., 1753	2017	<i>Sherardia arvensis</i> L., 1754	2017
<i>Cornus sanguinea</i> L., 1753	2017	<i>Stachys recta</i> L., 1767	2017
<i>Coronilla minima</i> L., 1756	2017	<i>Stachys dubia</i> L., 1753	2017
<i>Cotoneaster</i> Medik., 1789	2013	<i>Teucrium chamaedrys</i> L., 1753	2017
<i>Dioscorea communis</i> (L.) Caddick & Wilkin, 2003	2017	<i>Teucrium montanum</i> L., 1753	2017
<i>Eryngium campestre</i> L., 1753	2017	<i>Thymelaea passerina</i> (L.) Coss. & Germ., 1861	2017
<i>Euphorbia exigua</i> L., 1753	2017	<i>Thymus praecox</i> Opiz, 1824	2017
<i>Euphorbia seguieriana</i> Neck., 1770	2017	<i>Trifolium scabrum</i> L., 1754	2017
<i>Festuca auquieri</i> Kerguelen, 1979	2017	<i>Vulpia unilateralis</i> (L.) Stace, 1979	2017



<i>Filago pyramidata</i> L., 1754	2017		
<i>Fumana ericifolia</i> Wallr., 1840	2017		
<i>Fumana ericoides</i> subsp. <i>montana</i> (Pomel) Güemes & Muñoz Garm., 1990	2013		
<i>Fumana procumbens</i> (Dunal) Gren. & Godr., 1847	2017		
<i>Galium pumilum</i> Murray, 1770	2017		
<i>Globularia bisnagarica</i> L., 1753	2017		
<i>Hedera helix</i> L., 1753	2017		
<i>Helianthemum apenninum</i> (L.) Mill., 1768	2017		
<i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Mill., 1768	2013		
<i>Helichrysum stoechas</i> (L.) Moench, 1794	2017		
<i>Hippocrepis comosa</i> L., 1753	2017		
<i>Hornungia petraea</i> (L.) Rchb., 1838	2013		
<i>Hypericum perforatum</i> L., 1754	2017		
<i>Hypochaeris radicata</i> L., 1754	2013		
<i>Inula montana</i> L., 1753	2017		
<i>Juniperus communis</i> L., 1753	2017		
<i>Koeleria vallesiana</i> (Honck.) Gaudin, 1808	2017		
<i>Lactuca perennis</i> L., 1753	2017		
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam., 1779	2013		
<i>Medicago minima</i> (L.) L., 1754	2017		
<i>Microthlaspi perfoliatum</i> (L.) F.K.Mey., 1973	2013		
<i>Minuartia hybrida</i> (Vill.) Schischk., 1936	2017		
<i>Minuartia hybrida</i> subsp. <i>tenuifolia</i> (L.) Kerguelen, 1993	2013		
<i>Muscari comosum</i> (L.) Mill., 1768	2017		
<i>Odontites luteus</i> (L.) Clairv., 1811	2017		
<i>Ononis pusilla</i> L., 1759	2017		
<i>Ononis striata</i> Gouan, 1774	2017		
<i>Ophrys insectifera</i> L., 1753	2013		

coteau de borrière

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
<i>Anthericum liliago</i> L., 1753	2017	<i>Phyteuma orbiculare</i> L., 1754	2013
<i>Anthyllis vulneraria</i> L., 1753	2013	<i>Picris hieracioides</i> L., 1753	2013
<i>Argyrolobium zanonii</i> (Turra) P.W.Ball, 1968	2017	<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862	2017
<i>Asperula cynanchica</i> L., 1753	2017	<i>Polygala vulgaris</i> L., 1753	2013
<i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng, 1936	2013	<i>Potentilla verna</i> L., 1753	2013
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult., 1817	2017	<i>Poterium sanguisorba</i> L., 1753	2013
<i>Campanula rotundifolia</i> L., 1753	2013	<i>Prunus mahaleb</i> L., 1753	2013
<i>Carex flacca</i> Schreb., 1771	2017	<i>Quercus ilex</i> L., 1753	2017



<i>Carex halleriana</i> Asso, 1779	2017	<i>Quercus pubescens</i> Willd., 1805	2017
<i>Carex humilis</i> Leyss., 1758	2013	<i>Ranunculus gramineus</i> L., 1753	2013
<i>Carlina vulgaris</i> L., 1754	2013	<i>Rhamnus alaternus</i> L., 1753	2017
<i>Carpinus betulus</i> L., 1754	2017	<i>Rhamnus cathartica</i> L., 1753	2017
<i>Carthamus mitissimus</i> L., 1754	2017	<i>Rhaponticum coniferum</i> (L.) Greuter, 2003	2017
<i>Centaurea scabiosa</i> L., 1753	2017	<i>Rosa corymbifera</i> Borkh., 1790	2013
<i>Cirsium acaule</i> Scop., 1769	2013	<i>Rubia peregrina</i> L., 1753	2017
<i>Convolvulus cantabrica</i> L., 1753	2013	<i>Rubus</i> L., 1753	2013
<i>Cornus mas</i> L., 1754	2017	<i>Ruta graveolens</i> L., 1753	2017
<i>Cornus sanguinea</i> L., 1753	2017	<i>Salvia pratensis</i> L., 1753	2017
<i>Corylus avellana</i> L., 1753	2013	<i>Scabiosa columbaria</i> L., 1753	2017
<i>Cuscuta epithymum</i> (L.) L., 1774	2013	<i>Sedum anopetalum</i> DC., 1808	2013
<i>Eryngium campestre</i> L., 1753	2013	<i>Seseli montanum</i> L., 1753	2017
<i>Euphorbia cyparissias</i> L., 1753	2017	<i>Sesleria caerulea</i> (L.) Ard., 1763	2013
<i>Euphorbia seguieriana</i> Neck., 1770	2013	<i>Sideritis hyssopifolia</i> subsp. <i>guillonii</i> (Timb.-Lagr.) Nyman, 1890	2013
<i>Festuca auquieri</i> Kerguélen, 1979	2017	<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke, 1869	2013
<i>Frangula alnus</i> Mill., 1768	2017	<i>Solidago virgaurea</i> L., 1754	2017
<i>Fraxinus excelsior</i> L., 1753	2017	<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill, 1770	2013
<i>Fumana procumbens</i> (Dunal) Gren. & Godr., 1847	2017	<i>Sorbus aria</i> (L.) Crantz, 1763	2013
<i>Galium pumilum</i> Murray, 1770	2013	<i>Sorbus torminalis</i> (L.) Crantz, 1763	2013
<i>Galium timeroyi</i> Jord., 1846	2017	<i>Tanacetum corymbosum</i> (L.) Sch.Bip., 1844	2017
<i>Genista pilosa</i> L., 1753	2017	<i>Teucrium chamaedrys</i> L., 1753	2017
<i>Geranium robertianum</i> L., 1753	2013	<i>Teucrium montanum</i> L., 1753	2017
<i>Globularia bisnagarica</i> L., 1753	2017	<i>Thesium humifusum</i> DC., 1816	2017
<i>Gymnadenia conopsea</i> (L.) R.Br., 1813	2013	<i>Thesium humifusum</i> subsp. <i>divaricatum</i> (Mert. & W.D.J.Koch) Bonnier & Layens, 1895	2013
<i>Hedera helix</i> L., 1754	2017	<i>Thymus longicaulis</i> C.Presl, 1826	2017
<i>Helianthemum apenninum</i> (L.) Mill., 1768	2017	<i>Thymus praecox</i> Opiz, 1824	2013
<i>Helianthemum canum</i> (L.) Baumg., 1816	2013	<i>Ulmus minor</i> Mill., 1768	2013
<i>Helichrysum stoechas</i> (L.) Moench, 1794	2013	<i>Viburnum lantana</i> L., 1753	2017
<i>Himantoglossum hircinum</i> (L.) Spreng., 1826	2013	<i>Vincetoxicum hirundinaria</i> Medik., 1790	2017
<i>Hippocrepis comosa</i> L., 1753	2017		
<i>Iberis amara</i> L., 1753	2017		
<i>Inula montana</i> L., 1753	2017		
<i>Juniperus communis</i> L., 1753	2017		
<i>Koeleria vallesiana</i> (Honck.) Gaudin, 1808	2017		
<i>Lactuca perennis</i> L., 1753	2017		
<i>Leontodon crispus</i> Vill., 1779	2013		
<i>Leontodon hispidus</i> L., 1753	2017		
<i>Ligustrum vulgare</i> L., 1753	2017		
<i>Linaria supina</i> (L.) Chaz., 1790	2013		
<i>Melica ciliata</i> L., 1753	2013		
<i>Microthlaspi perfoliatum</i> (L.) F.K.Mey., 1973	2013		



<i>Ononis striata</i> Gouan, 1773	2013		
<i>Orchis militaris</i> L., 1753	2017		
<i>Origanum vulgare</i> L., 1753	2013		

coteau de cadillon

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
<i>Agrimonia eupatoria</i> L., 1753	2017	<i>Plantago media</i> L., 1753	2017
<i>Ajuga reptans</i> L., 1753	2012	<i>Platanthera bifolia</i> (L.) Rich., 1817	2015
<i>Anacamptis pyramidalis</i> (L.) Rich., 1817	2016	<i>Poa pratensis</i> L., 1753	2017
<i>Anthyllis vulneraria</i> L., 1753	2017	<i>Polygala calcarea</i> F.W.Schultz, 1837	2017
<i>Arum italicum</i> Mill., 1768	2012	<i>Poterium sanguisorba</i> L., 1753	2017
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds., 1762	2017	<i>Prunus spinosa</i> L., 1753	2017
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult., 1817	2017	<i>Quercus pubescens</i> Willd., 1805	2017
<i>Cardamine pratensis</i> L., 1753	2012	<i>Rosa agrestis</i> Savi, 1798	2017
<i>Carex flacca</i> Schreb., 1771	2017	<i>Rosa canina</i> L., 1753	2017
<i>Carlina vulgaris</i> L., 1753	2017	<i>Rosa sempervirens</i> L., 1753	2017
<i>Centaurea decipiens</i> Thuill., 1799	2017	<i>Rubia peregrina</i> L., 1753	2017
<i>Centaureum erythraea</i> subsp. <i>erythraea</i> Rafn, 1800	2017	<i>Rubus</i> L., 1753	2017
<i>Cornus sanguinea</i> L., 1753	2017	<i>Scabiosa columbaria</i> L., 1753	2017
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq., 1775	2017	<i>Schedonorus arundinaceus</i> (Schreb.) Dumort., 1824	2017
<i>Dactylis glomerata</i> L., 1753	2017	<i>Serapias vomeracea</i> (Burm.f.) Briq., 1910	2017
<i>Dactylorhiza fuchsii</i> (Druce) Soó, 1962	2015	<i>Teucrium chamaedrys</i> L., 1753	2017
<i>Dactylorhiza maculata</i> (L.) Soó, 1962	2015	<i>Trifolium campestre</i> Schreb., 1804	2017
<i>Dactylorhiza viridis</i> (L.) R.M.Bateman, Pridgeon & M.W.Chase, 1997	2016	<i>Trifolium pratense</i> L., 1753	2017
<i>Dioscorea communis</i> (L.) Caddick & Wilkin, 2002	2017	<i>Ulmus minor</i> Mill., 1768	2017
<i>Erica vagans</i> L., 1770	2017	<i>Valeriana officinalis</i> L., 1753	2011
<i>Filipendula vulgaris</i> Moench, 1794	2017	<i>Verbena officinalis</i> L., 1753	2011
<i>Galium pumilum</i> Murray, 1770	2017	<i>Vicia cracca</i> L., 1753	2017
<i>Galium verum</i> L., 1753	2017		
<i>Genista tinctoria</i> L., 1753	2017		
<i>Geum urbanum</i> L., 1753	2017		
<i>Gladiolus communis</i> L., 1753	2010		
<i>Gymnadenia conopsea</i> (L.) R.Br., 1813	2017		
<i>Hedera helix</i> L., 1753	2017		
<i>Ilex aquifolium</i> L., 1753	2017		
<i>Jacobaea vulgaris</i> Gaertn., 1791	2017		
<i>Juniperus communis</i> L., 1753	2017		
<i>Lathyrus latifolius</i> L., 1753	2017		
<i>Lathyrus sylvestris</i> L., 1753	2017		



<i>Leontodon hispidus</i> L., 1753	2017		
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam., 1779	2017		
<i>Ligustrum vulgare</i> L., 1753	2017		
<i>Linum catharticum</i> L., 1753	2017		
<i>Lotus corniculatus</i> L., 1753	2017		
<i>Medicago lupulina</i> L., 1753	2017		
<i>Molinia caerulea</i> subsp. <i>arundinacea</i> (Schrank) K.Richt., 1890	2017		
<i>Neottia ovata</i> (L.) Bluff & Fingerh., 1837	2015		
<i>Ophioglossum vulgatum</i> L., 1753	2013		
<i>Ophrys insectifera</i> L., 1753	2015		
<i>Ophrys occidentalis</i> (Scappat.) Scappat. & M.Demange, 2005	2013		
<i>Ophrys passionis</i> Sennen, 1926	2012		
<i>Ophrys scolopax</i> Cav., 1793	2015		
<i>Orchis purpurea</i> Huds., 1762	2016		
<i>Origanum vulgare</i> L., 1753	2017		
<i>Picris hieracioides</i> L., 1753	2010		
<i>Pimpinella saxifraga</i> L., 1753	2017		

coteau de grousset

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
<i>Acer campestre</i> L., 1753	2017		
<i>Anacamptis pyramidalis</i> (L.) Rich., 1817	2017		
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds., 1762	2017		
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult., 1817	2017		
<i>Briza media</i> L., 1753	2017		
<i>Bromopsis erecta</i> (Huds.) Fourr., 1869	2017		
<i>Carex flacca</i> Schreb., 1771	2017		
<i>Carex halleriana</i> Asso, 1779	2017		
<i>Centaurea</i> L., 1753	2017		
<i>Centaureum pulchellum</i> (Sw.) Druce, 1898	2017		
<i>Cervaria rivini</i> Gaertn., 1788	2017		
<i>Cornus sanguinea</i> L., 1753	2017		
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq., 1775	2017		
<i>Dorycnium pentaphyllum</i> Scop., 1772	2017		
<i>Echium vulgare</i> L., 1753	2017		
<i>Eryngium campestre</i> L., 1753	2017		
<i>Euphorbia flavicoma</i> subsp. <i>verrucosa</i> (Fiori) Pignatti, 1973	2017		
<i>Festuca</i> L., 1753	2017		
<i>Fumana procumbens</i> (Dunal) Gren. & Godr., 1847	2017		



<i>Galium pumilum</i> Murray, 1770	2017		
<i>Globularia bishnagarica</i> L., 1753	2017		
<i>Hedera helix</i> L., 1753	2017		
<i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Mill., 1768	2017		
<i>Hippocrepis comosa</i> L., 1753	2017		
<i>Juniperus communis</i> L., 1753	2017		
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam., 1779	2017		
<i>Linum suffruticosum</i> subsp. <i>appressum</i> (Caball.) Rivas Mart., 1978	2017		
<i>Lonicera etrusca</i> Santi, 1795	2017		
<i>Molinia caerulea</i> subsp. <i>arundinacea</i> (Schrank) K.Richt., 1890	2017		
<i>Odontites luteus</i> (L.) Clairv., 1811	2017		
<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862	2017		
<i>Polygala vulgaris</i> L., 1753	2017		
<i>Potentilla verna</i> L., 1753	2017		
<i>Poterium sanguisorba</i> L., 1753	2017		
<i>Prunella</i> L., 1753	2017		
<i>Prunella laciniata</i> (L.) L., 1763	2017		
<i>Quercus pubescens</i> Willd., 1805	2017		
<i>Rhamnus alaternus</i> L., 1753	2017		
<i>Rosa</i> L., 1753	2017		
<i>Rubia peregrina</i> L., 1753	2017		
<i>Scabiosa columbaria</i> L., 1753	2017		
<i>Serapias vomeracea</i> (Burm.f.) Briq., 1910	2017		
<i>Seseli montanum</i> L., 1753	2017		
<i>Sorbus torminalis</i> (L.) Crantz, 1763	2017		
<i>Tanacetum corymbosum</i> (L.) Sch.Bip., 1844	2017		
<i>Teucrium chamaedrys</i> L., 1753	2017		
<i>Thesium humifusum</i> DC., 1815	2017		
<i>Thymus longicaulis</i> auct.	2017		
<i>Viburnum lantana</i> L., 1753	2017		
<i>Viburnum tinus</i> L., 1753	2017		

coteau du moulin

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
<i>Acer campestre</i> L., 1753	2017	<i>Fumana procumbens</i> (Dunal) Gren. & Godr., 1847	2001
<i>Agrimonia eupatoria</i> L., 1753	2012	<i>Fumaria officinalis</i> L., 1753	2000
<i>Allium</i> L., 1753	2000	<i>Galium aparine</i> L., 1753	2000
<i>Anacamptis pyramidalis</i> (L.) Rich., 1817	2017	<i>Galium</i> L., 1753	2000



<i>Arum italicum</i> Mill., 1768	2000	<i>Galium pumilum</i> Murray, 1770	2017
<i>Arum maculatum</i> L., 1753	2000	<i>Galium saxatile</i> L., 1753	2012
<i>Bellis perennis</i> L., 1753	2012	<i>Galium timeroyi</i> Jord., 1846	2012
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds., 1762	2017	<i>Genista tinctoria</i> L., 1753	2017
<i>Brachypodium distachyon</i> (L.) P.Beauv., 1812	2013	<i>Geranium robertianum</i> L., 1753	2000
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult., 1817	2017	<i>Gladiolus communis</i> L., 1753	2000
<i>Briza media</i> L., 1753	2017	<i>Globularia bisnagarica</i> L., 1753	2000
<i>Bromopsis erecta</i> (Huds.) Fourr., 1869	2013	<i>Gymnadenia conopsea</i> (L.) R.Br., 1813	2000
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik., 1792	2000	<i>Hedera helix</i> L., 1753	2017
<i>Carex divulsa</i> Stokes, 1787	2012	<i>Himantoglossum hircinum</i> (L.) Spreng., 1826	2004
<i>Carex flacca</i> Schreb., 1771	2017	<i>Holcus lanatus</i> L., 1753	2000
<i>Carex</i> L., 1753	2012	<i>Hypericum perforatum</i> L., 1753	2017
<i>Carlina vulgaris</i> L., 1753	2017	<i>Ilex aquifolium</i> L., 1753	2000
<i>Catapodium rigidum</i> (L.) C.E.Hubb., 1953	2013	<i>Jacobaea erucifolia</i> (L.) G.Gaertn., B.Mey. & Scherb., 1801	2001
<i>Centaurea decipiens</i> Thuill., 1799	2000	<i>Jacobaea vulgaris</i> Gaertn., 1791	2017
<i>Centaurea</i> L., 1753	2017	<i>Juglans regia</i> L., 1753	2000
<i>Centaurea nigra</i> L., 1753	2001	<i>Juniperus communis</i> L., 1753	2017
<i>Centaurium erythraea</i> Rafn, 1800	2013	<i>Lamium purpureum</i> L., 1753	2000
<i>Centaurium pulchellum</i> (Sw.) Druce, 1898	2000	<i>Lapsana communis</i> L., 1753	2012
<i>Cerastium</i> L., 1753	2013	<i>Lathyrus</i> L., 1753	2000
<i>Cichorium intybus</i> L., 1753	2017	<i>Lathyrus linifolius</i> var. <i>montanus</i> (Bernh.) Bässler, 1971	2000
<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten., 1838	2001	<i>Lathyrus pratensis</i> L., 1753	2017
<i>Clematis vitalba</i> L., 1753	2001	<i>Leontodon hispidus</i> L., 1753	2000
<i>Convolvulus arvensis</i> L., 1753	2012	<i>Leontodon saxatilis</i> subsp. <i>saxatilis</i> Lam., 1779	2013
<i>Cornus sanguinea</i> L., 1753	2017	<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam., 1779	2013
<i>Corylus avellana</i> L., 1753	2012	<i>Ligustrum vulgare</i> L., 1753	2017
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq., 1775	2000	<i>Linum catharticum</i> L., 1753	2000
<i>Crepis</i> L., 1753	2000	<i>Linum strictum</i> L., 1753	2013
<i>Cruciata laevipes</i> Opiz, 1852	2000	<i>Linum trigynum</i> L., 1753	2013
<i>Dactylis glomerata</i> L., 1753	2017	<i>Linum usitatissimum</i> L., 1753	2001
<i>Danthonia decumbens</i> (L.) DC., 1805	2017	<i>Lotus corniculatus</i> L., 1753	2017
<i>Daucus carota</i> L., 1753	2017	<i>Medicago arabica</i> (L.) Huds., 1762	2000
<i>Dioscorea communis</i> (L.) Caddick & Wilkin, 2002	2017	<i>Medicago lupulina</i> L., 1753	2017
<i>Dipsacus fullonum</i> L., 1753	2000	<i>Medicago polymorpha</i> L., 1753	2012
<i>Dorycnium pentaphyllum</i> Scop., 1772	2017	<i>Molinia caerulea</i> subsp. <i>arundinacea</i> (Schrank) K.Richt., 1890	2017
<i>Erica vagans</i> L., 1770	2000	<i>Muscari comosum</i> (L.) Mill., 1768	2000
<i>Euonymus europaeus</i> L., 1753	2000	<i>Ononis spinosa</i> L., 1753	2013
<i>Eupatorium cannabinum</i> L., 1753	2001	<i>Ophrys insectifera</i> L., 1753	2000
<i>Euphorbia amygdaloides</i> subsp. <i>amygdaloides</i> L., 1753	2000	<i>Ophrys scolopax</i> Cav., 1793	2017
<i>Euphorbia exigua</i> L., 1753	2013	<i>Ophrys virescens</i> M.Philippe, 1859	2002
<i>Festuca nigrescens</i> f. <i>nigrescens</i>	2013	<i>Orchis purpurea</i> Huds., 1762	2000



<i>Festuca rubra</i> L., 1753	2013	<i>Origanum vulgare</i> L., 1753	2017
<i>Ficus carica</i> L., 1753	2000	<i>Picris hieracioides</i> L., 1753	2001
<i>Foeniculum vulgare</i> Mill., 1768	2000	<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862	2017
<i>Fraxinus excelsior</i> L., 1753	2017	<i>Pimpinella saxifraga</i> L., 1753	2000
<i>Fumana ericifolia</i> Wallr., 1840	2000	<i>Plantago lanceolata</i> L., 1753	2000

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
<i>Plantago media</i> L., 1753	2000	<i>Rubus</i> L., 1753	2017
<i>Platanthera bifolia</i> (L.) Rich., 1817	2012	<i>Rumex acetosa</i> L., 1753	2000
<i>Platanthera chlorantha</i> (Custer) Rchb., 1828	2017	<i>Salix alba</i> L., 1753	2000
<i>Poa pratensis</i> L., 1753	2017	<i>Salix atrocinerea</i> Brot., 1804	2001
<i>Poa trivialis</i> L., 1753	2013	<i>Salix</i> L., 1753	2000
<i>Polygala calcarea</i> F.W.Schultz, 1837	2012	<i>Scabiosa columbaria</i> L., 1753	2017
<i>Polygala vulgaris</i> L., 1753	2017	<i>Schedonorus arundinaceus</i> (Schreb.) Dumort., 1824	2017
<i>Populus tremula</i> L., 1753	2001	<i>Senecio</i> L., 1753	2000
<i>Poterium sanguisorba</i> L., 1753	2017	<i>Serapias vomeracea</i> (Burm.f.) Briq., 1910	2000
<i>Prunella laciniata</i> (L.) L., 1763	2017	<i>Silene latifolia</i> subsp. <i>alba</i> (Mill.) Greuter & Burdet, 1982	2012
<i>Prunella vulgaris</i> L., 1753	2000	<i>Sorbus torminalis</i> (L.) Crantz, 1763	2000
<i>Prunus spinosa</i> L., 1753	2017	<i>Spiranthes spiralis</i> (L.) Chevall., 1827	2001
<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn, 1879	2000	<i>Succisa pratensis</i> Moench, 1794	2000
<i>Pyracantha coccinea</i> M.Roem., 1847	2000	<i>Taraxacum</i> F.H.Wigg.	2013
<i>Pyrus communis</i> subsp. <i>pyraster</i> (L.) Ehrh., 1780	2001	<i>Teucrium chamaedrys</i> L., 1753	2017
<i>Quercus pubescens</i> Willd., 1805	2017	<i>Tractema verna</i> (Huds.) Speta, 1998	2000
<i>Quercus robur</i> var. <i>robur</i> L., 1753	2000	<i>Trifolium campestre</i> Schreb., 1804	2013
<i>Ranunculus bulbosus</i> L., 1753	2013	<i>Trifolium dubium</i> Sibth., 1794	2012
<i>Ranunculus repens</i> L., 1753	2000	<i>Trifolium pratense</i> L., 1753	2012
<i>Robinia pseudoacacia</i> L., 1753	2000	<i>Ulex europaeus</i> L., 1753	2000
<i>Rosa agrestis</i> Savi, 1798	2017	<i>Ulex minor</i> Roth, 1797	2000
<i>Rosa arvensis</i> Huds., 1762	2017	<i>Ulmus minor</i> Mill., 1768	2017
<i>Rosa canina</i> L., 1753	2017	<i>Veronica persica</i> Poir., 1808	2000
<i>Rosa</i> L., 1753	2000	<i>Vicia angustifolia</i> L., 1759	2013
<i>Rosa micrantha</i> Borrer ex Sm., 1812	2012	<i>Vicia cracca</i> L., 1753	2000
<i>Rosa sempervirens</i> L., 1753	2001	<i>Vincetoxicum hirundinaria</i> Medik., 1790	2000
<i>Rosa stylosa</i> Desv., 1809	2017	<i>Vitis vinifera</i> L., 1753	2000
<i>Rubia peregrina</i> L., 1753	2017		

coteau de mounicou



Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
<i>Allium sphaerocephalon</i> L., 1753	2017		
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds., 1762	2017		
<i>Brachypodium distachyon</i> (L.) P.Beauv., 1812	2017		
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult., 1817	2017		
<i>Briza media</i> L., 1753	2017		
<i>Campanula glomerata</i> L., 1753	2017		
<i>Carex flacca</i> Schreb., 1771	2017		
<i>Cornus sanguinea</i> L., 1753	2017		
<i>Dactylis glomerata</i> L., 1753	2017		
<i>Danthonia decumbens</i> (L.) DC., 1805	2017		
<i>Dioscorea communis</i> (L.) Caddick & Wilkin, 2002	2017		
<i>Erica vagans</i> L., 1770	2017		
<i>Euonymus europaeus</i> L., 1753	2017		
<i>Euphorbia exigua</i> L., 1753	2017		
<i>Galium pumilum</i> Murray, 1770	2017		
<i>Globularia bisnagarica</i> L., 1753	2017		
<i>Gymnadenia conopsea</i> (L.) R.Br., 1813	2017		
<i>Hedera helix</i> L., 1753	2017		
<i>Jacobaea vulgaris</i> Gaertn., 1791	2017		
<i>Juniperus communis</i> L., 1753	2017		
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam., 1779	2017		
<i>Ligustrum vulgare</i> L., 1753	2017		
<i>Linum catharticum</i> L., 1753	2017		
<i>Linum trigynum</i> L., 1753	2017		
<i>Lotus corniculatus</i> L., 1753	2017		
<i>Molinia caerulea</i> subsp. <i>arundinacea</i> (Schrank) K.Richt., 1890	2017		
<i>Ononis spinosa</i> subsp. <i>spinosa</i> L., 1753	2017		
<i>Ophrys exaltata</i> Ten., 1819	2017		
<i>Origanum vulgare</i> L., 1753	2017		
<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862	2017		
<i>Pimpinella saxifraga</i> L., 1753	2017		
<i>Plantago lanceolata</i> L., 1753	2017		
<i>Platanthera bifolia</i> (L.) Rich., 1817	2017		
<i>Poa pratensis</i> L., 1753	2017		
<i>Polygala vulgaris</i> L., 1753	2017		
<i>Poterium sanguisorba</i> L., 1753	2017		
<i>Prunella laciniata</i> (L.) L., 1763	2017		
<i>Quercus pubescens</i> Willd., 1805	2017		
<i>Rosa canina</i> L., 1753	2017		
<i>Rosa rubiginosa</i> L., 1771	2017		



<i>Rosa x pervirens</i> Gren. ex Tourlet, 1908	2017		
<i>Rubia peregrina</i> L., 1753	2017		
<i>Rubus</i> L., 1753	2017		
<i>Schedonorus arundinaceus</i> (Schreb.) Dumort., 1824	2017		
<i>Trifolium angustifolium</i> L., 1753	2017		
<i>Trifolium campestre</i> Schreb., 1804	2017		
<i>Ulmus minor</i> Mill., 1768	2017		
<i>Vicia cracca</i> L., 1753	2017		

coteau de payros

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
<i>Acer campestre</i> L., 1753	2000	<i>Equisetum</i> L., 1753	2000
<i>Agrimonia eupatoria</i> L., 1753	2000	<i>Erica vagans</i> L., 1770	2017
<i>Ajuga reptans</i> L., 1753	2001	<i>Eupatorium cannabinum</i> L., 1753	2000
<i>Allium</i> L., 1753	2000	<i>Euphorbia amygdaloides</i> subsp. <i>amygdaloides</i> L., 1753	2001
<i>Allium oleraceum</i> L., 1753	2000	<i>Euphorbia exigua</i> L., 1753	2013
<i>Alopecurus</i> L., 1753	2001	<i>Euphorbia helioscopia</i> L., 1753	2000
<i>Alopecurus myosuroides</i> Huds., 1762	2000	<i>Festuca heterophylla</i> Lam., 1779	2012
<i>Anacamptis laxiflora</i> (Lam.) R.M.Bateman, Pridgeon & M.W.Chase, 1997	2001	<i>Festuca rubra</i> L., 1753	2013
<i>Anacamptis pyramidalis</i> (L.) Rich., 1817	2013	<i>Ficus carica</i> L., 1753	2000
<i>Artemisia vulgaris</i> L., 1753	2001	<i>Fumana ericifolia</i> Wallr., 1840	2000
<i>Arum italicum</i> Mill., 1768	2001	<i>Fumana procumbens</i> (Dunal) Gren. & Godr., 1847	2012
<i>Bellis perennis</i> L., 1753	2001	<i>Galium</i> L., 1753	2012
<i>Betonica officinalis</i> L., 1753	2000	<i>Galium pumilum</i> Murray, 1770	2013
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds., 1762	2013	<i>Genista tinctoria</i> L., 1753	2017
<i>Brachypodium distachyon</i> (L.) P.Beauv., 1812	2013	<i>Globularia bisnagarica</i> L., 1753	2013
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult., 1817	2017	<i>Gymnadenia conopsea</i> (L.) R.Br., 1813	2017
<i>Briza media</i> L., 1753	2013	<i>Hedera helix</i> L., 1753	2000
<i>Bromopsis erecta</i> (Huds.) Fourr., 1869	2017	<i>Helichrysum stoechas</i> (L.) Moench, 1794	2017
<i>Campanula glomerata</i> L., 1753	2000	<i>Helminthotheca echioides</i> (L.) Holub, 1973	2000
<i>Carex flacca</i> Schreb., 1771	2013	<i>Holcus lanatus</i> L., 1753	2000
<i>Carex vulpina</i> L., 1753	2000	<i>Hypericum perforatum</i> L., 1753	2000
<i>Carlina vulgaris</i> L., 1753	2017	<i>Jacobaea erucifolia</i> (L.) G.Gaertn., B.Mey. & Scherb., 1801	2001
<i>Castanea sativa</i> Mill., 1768	2000	<i>Jacobaea vulgaris</i> Gaertn., 1791	2000
<i>Centaurea decipiens</i> Thuill., 1799	2000	<i>Juglans regia</i> L., 1753	2001



<i>Centaurea nigra</i> L., 1753	2001	<i>Juncus acutiflorus</i> Ehrh. ex Hoffm., 1791	2000
<i>Centaurea scabiosa</i> L., 1753	2000	<i>Juncus inflexus</i> L., 1753	2000
<i>Centaureum erythraea</i> Rafn, 1800	2000	<i>Juniperus communis</i> L., 1753	2017
<i>Centaureum pulchellum</i> (Sw.) Druce, 1898	2001	<i>Knautia arvensis</i> (L.) Coult., 1828	2001
<i>Cichorium intybus</i> L., 1753	2000	<i>Lathyrus linifolius</i> var. <i>montanus</i> (Bernh.) Bässler, 1971	2001
<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten., 1838	2000	<i>Lathyrus pratensis</i> L., 1753	2001
<i>Clematis vitalba</i> L., 1753	2001	<i>Leontodon hispidus</i> L., 1753	2013
<i>Convolvulus arvensis</i> L., 1753	2001	<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam., 1779	2013
<i>Convolvulus sepium</i> L., 1753	2000	<i>Ligustrum vulgare</i> L., 1753	2001
<i>Cornus sanguinea</i> L., 1753	2000	<i>Linum catharticum</i> L., 1753	2012
<i>Corylus avellana</i> L., 1753	2000	<i>Linum strictum</i> L., 1753	2013
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq., 1775	2001	<i>Linum trigynum</i> L., 1753	2001
<i>Crepis</i> L., 1753	2000	<i>Linum usitatissimum</i> L., 1753	2000
<i>Cruciata laevipes</i> Opiz, 1852	2000	<i>Linum usitatissimum</i> subsp. <i>angustifolium</i> (Huds.) Thell., 1912	2000
<i>Cytisus scoparius</i> (L.) Link, 1822	2000	<i>Lolium perenne</i> L., 1753	2001
<i>Dactylis glomerata</i> L., 1753	2001	<i>Lotus corniculatus</i> L., 1753	2013
<i>Dactylorhiza fuchsii</i> (Druce) Soó, 1962	2000	<i>Malus sylvestris</i> Mill., 1768	2001
<i>Dactylorhiza maculata</i> (L.) Soó, 1962	2001	<i>Medicago lupulina</i> L., 1753	2000
<i>Daucus carota</i> L., 1753	2000	<i>Mentha suaveolens</i> Ehrh., 1792	2000
<i>Dioscorea communis</i> (L.) Caddick & Wilkin, 2002	2000	<i>Molinia caerulea</i> subsp. <i>arundinacea</i> (Schrank) K.Richt., 1890	2017
<i>Dipsacus fullonum</i> L., 1753	2000	<i>Muscari comosum</i> (L.) Mill., 1768	2000
<i>Dorycnium pentaphyllum</i> subsp. <i>pentaphyllum</i> Scop., 1772	2000	<i>Oenanthe pimpinelloides</i> L., 1753	2001
<i>Echium vulgare</i> L., 1753	2017	<i>Ononis spinosa</i> subsp. <i>maritima</i> (Dumort. ex Piré) P.Fourn., 1937	2013

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
<i>Ophioglossum vulgatum</i> L., 1753	2001	<i>Ranunculus bulbosus</i> L., 1753	2000
<i>Ophrys apifera</i> Huds., 1762	2006	<i>Ranunculus repens</i> L., 1753	2001
<i>Ophrys aranifera</i> Huds., 1778	2001	<i>Rosa arvensis</i> Huds., 1762	2012
<i>Ophrys insectifera</i> L., 1753	2001	<i>Rosa canina</i> L., 1753	2017
<i>Ophrys</i> L., 1753	2013	<i>Rosa</i> L., 1753	2001
<i>Ophrys lutea</i> Cav., 1793	2016	<i>Rosa sempervirens</i> L., 1753	2001
<i>Ophrys scolopax</i> Cav., 1793	2001	<i>Rosa stylosa</i> Desv., 1809	2017
<i>Ophrys virescens</i> M.Philippe, 1859	2002	<i>Rosa x pervirens</i> Gren. ex Tourlet, 1908	2017
<i>Orchis anthropophora</i> (L.) All., 1785	2001	<i>Rubia peregrina</i> L., 1753	2017
<i>Orchis mascula</i> (L.) L., 1755	2001	<i>Rubus</i> L., 1753	2000
<i>Orchis purpurea</i> Huds., 1762	2001	<i>Rumex acetosa</i> L., 1753	2000
<i>Origanum vulgare</i> L., 1753	2017	<i>Rumex</i> L., 1753	2001
<i>Orobanche</i> L., 1753	2000	<i>Salix atrocinerea</i> Brot., 1804	2017



<i>Paspalum dilatatum</i> Poir., 1804	2001	<i>Salix caprea</i> L., 1753	2000
<i>Persicaria hydropiper</i> (L.) Spach, 1841	2000	<i>Scabiosa columbaria</i> L., 1753	2013
<i>Picris hieracioides</i> L., 1753	2000	<i>Schedonorus pratensis</i> (Huds.) P.Beauv., 1812	2001
<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862	2013	<i>Scorpiurus muricatus</i> L., 1753	2012
<i>Pimpinella saxifraga</i> L., 1753	2000	<i>Senecio vulgaris</i> L., 1753	2000
<i>Pinus pinaster</i> Aiton, 1789	2001	<i>Serapias lingua</i> L., 1753	2001
<i>Pinus pinea</i> L., 1753	2000	<i>Serapias vomeracea</i> (Burm.f.) Briq., 1910	2013
<i>Pinus sylvestris</i> L., 1753	2000	<i>Seseli montanum</i> L., 1753	2013
<i>Plantago lanceolata</i> L., 1753	2012	<i>Sorbus torminalis</i> (L.) Crantz, 1763	2001
<i>Plantago media</i> L., 1753	2001	<i>Spiranthes spiralis</i> (L.) Chevall., 1827	2001
<i>Platanthera bifolia</i> (L.) Rich., 1817	2012	<i>Succisa pratensis</i> Moench, 1794	2012
<i>Platanthera chlorantha</i> (Custer) Rchb., 1828	2012	<i>Taraxacum</i> F.H.Wigg.	2001
<i>Polygala calcarea</i> F.W.Schultz, 1837	2013	<i>Teucrium chamaedrys</i> L., 1753	2013
<i>Polygala vulgaris</i> L., 1753	2000	<i>Tragopogon pratensis</i> L., 1753	2001
<i>Populus nigra</i> L., 1753	2001	<i>Trifolium angustifolium</i> L., 1753	2001
<i>Populus tremula</i> L., 1753	2001	<i>Trifolium pratense</i> L., 1753	2000
<i>Poterium sanguisorba</i> L., 1753	2013	<i>Trifolium repens</i> L., 1753	2000
<i>Prunella grandiflora</i> (L.) Schöller, 1775	2001	<i>Trigonella officinalis</i> (L.) Coulot & Rabaute, 2013	2000
<i>Prunella laciniata</i> (L.) L., 1763	2013	<i>Ulex europaeus</i> L., 1753	2017
<i>Prunella vulgaris</i> L., 1753	2000	<i>Ulmus minor</i> Mill., 1768	2001
<i>Prunus spinosa</i> L., 1753	2001	<i>Verbena officinalis</i> L., 1753	2000
<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn, 1879	2001	<i>Viburnum opulus</i> L., 1753	2001
<i>Pulicaria dysenterica</i> (L.) Bernh., 1800	2000	<i>Vicia angustifolia</i> L., 1759	2001
<i>Pulmonaria affinis</i> Jord., 1854	2000	<i>Vicia cracca</i> L., 1753	2017
<i>Pyracantha coccinea</i> M.Roem., 1847	2001	<i>Vicia</i> L., 1753	2000
<i>Quercus pubescens</i> Willd., 1805	2017		
<i>Quercus robur</i> var. <i>robur</i> L., 1753	2000		

coteau de pujols

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
<i>Anacamptis pyramidalis</i> (L.) Rich., 1817	2017		
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds., 1762	2017		
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult., 1817	2017		
<i>Briza media</i> L., 1753	2017		
<i>Bromopsis erecta</i> (Huds.) Fourr., 1869	2017		
<i>Carex flacca</i> Schreb., 1771	2017		
<i>Carlina vulgaris</i> L., 1753	2017		
<i>Centaurium erythraea</i> Rafn, 1800	2017		
<i>Cirsium acaulon</i> (L.) Scop., 1769	2017		
<i>Coronilla minima</i> L., 1756	2017		



<i>Daucus carota</i> L., 1753	2017		
<i>Eryngium campestre</i> L., 1753	2017		
<i>Galium album</i> Mill., 1768	2017		
<i>Globularia bisnagarica</i> L., 1753	2017		
<i>Hippocrepis comosa</i> L., 1753	2017		
<i>Lathyrus latifolius</i> L., 1753	2017		
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam., 1779	2017		
<i>Linum catharticum</i> L., 1753	2017		
<i>Lotus corniculatus</i> L., 1753	2017		
<i>Medicago lupulina</i> L., 1753	2017		
<i>Medicago minima</i> (L.) L., 1754	2017		
<i>Ophrys scolopax</i> Cav., 1793	2017		
<i>Origanum vulgare</i> L., 1753	2017		
<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862	2017		
<i>Plantago lanceolata</i> L., 1753	2017		
<i>Plantago media</i> L., 1753	2017		
<i>Polygala vulgaris</i> L., 1753	2017		
<i>Poterium sanguisorba</i> L., 1753	2017		
<i>Prunella grandiflora</i> (L.) Schöller, 1775	2017		
<i>Prunella laciniata</i> (L.) L., 1763	2017		
<i>Ranunculus bulbosus</i> L., 1753	2017		
<i>Rosa</i> L., 1753	2017		
<i>Scabiosa columbaria</i> L., 1753	2017		
<i>Serapias vomeracea</i> (Burm.f.) Briq., 1910	2017		
<i>Seseli montanum</i> L., 1753	2017		
<i>Thymus longicaulis</i> C.Presl, 1826	2017		
<i>Trifolium campestre</i> Schreb., 1804	2017		
<i>Vicia sativa</i> L., 1753	2017		

coteau des farges

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
<i>Acer monspessulanum</i> L., 1753	2017	<i>Rosa rubiginosa</i> L., 1771	2017
<i>Allium sphaerocephalon</i> L., 1753	2017	<i>Rubia peregrina</i> L., 1753	2017
<i>Anacamptis pyramidalis</i> (L.) Rich., 1817	2017	<i>Salvia pratensis</i> L., 1753	2011
<i>Argyrobolium zanonii</i> (Turra) P.W.Ball, 1968	2017	<i>Sedum ochroleucum</i> Chaix, 1785	2017
<i>Arum italicum</i> Mill., 1768	2017	<i>Sedum rupestre</i> L., 1753	2011
<i>Asperula cynanchica</i> L., 1753	2017	<i>Seseli montanum</i> L., 1753	2017
<i>Biscutella guillonii</i> Jord., 1864	2011	<i>Sonchus</i> L., 1753	2017
<i>Biscutella cf. laevigata</i> L., 1771	2017	<i>Stachys recta</i> L., 1767	2017
<i>Bromopsis erecta</i> (Huds.) Fourr., 1869	2017	<i>Teucrium chamaedrys</i> L., 1753	2017
<i>Carex halleriana</i> Asso, 1779	2017	<i>Teucrium montanum</i> L., 1753	2017



<i>Catapodium rigidum</i> (L.) C.E.Hubb., 1953	2017	<i>Thymus longicaulis</i> C.Presl, 1826	2017
<i>Convolvulus cantabrica</i> L., 1753	2017	<i>Viburnum lantana</i> L., 1753	2017
<i>Cornus sanguinea</i> L., 1753	2017		
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq., 1775	2017		
<i>Dorycnium pentaphyllum</i> Scop., 1772	2017		
<i>Eryngium campestre</i> L., 1753	2017		
<i>Euphorbia cyparissias</i> L., 1753	2017		
<i>Euphorbia seguieriana</i> subsp. <i>seguieriana</i> Neck., 1770	2017		
<i>Festuca auquieri</i> Kerguelen, 1979	2017		
<i>Galium album</i> Mill., 1768	2017		
<i>Galium aparine</i> L., 1753	2011		
<i>Galium cf. pumilum</i> Murray, 1770	2017		
<i>Genista pilosa</i> L., 1753	2017		
<i>Globularia bisnagarica</i> L., 1753	2017		
<i>Helianthemum apenninum</i> (L.) Mill., 1768	2017		
<i>Hippocrepis comosa</i> L., 1753	2017		
<i>Iberis amara</i> L., 1753	2011		
<i>Inula montana</i> L., 1753	2017		
<i>Juniperus communis</i> L., 1753	2017		
<i>Koeleria vallesiana</i> (Honck.) Gaudin, 1808	2017		
<i>Lactuca perennis</i> L., 1753	2017		
<i>Lonicera etrusca</i> Santi, 1795	2017		
<i>Lysimachia arvensis</i> (L.) U.Manns & Anderb., 2009	2017		
<i>Mercurialis annua</i> L., 1753	2017		
<i>Muscari comosum</i> (L.) Mill., 1768	2017		
<i>Myosotis ramosissima</i> Rochel, 1814	2017		
<i>Odontites luteus</i> (L.) Clairv., 1811	2017		
<i>Ononis cf. pusilla</i> L., 1759	2017		
<i>Orchis anthropophora</i> (L.) All., 1785	2017		
<i>Origanum vulgare</i> L., 1753	2017		
<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862	2017		
<i>Pimpinella saxifraga</i> L., 1753	2017		
<i>Potentilla verna</i> L., 1753	2017		
<i>Poterium sanguisorba</i> L., 1753	2017		
<i>Prunus mahaleb</i> L., 1753	2017		
<i>Prunus spinosa</i> L., 1753	2017		
<i>Quercus pubescens</i> Willd., 1805	2017		
<i>Quercus x kernerii</i> Simkovics, 1883	2017		
<i>Ranunculus bulbosus</i> L., 1753	2017		
<i>Rhamnus alaternus</i> L., 1753	2017		
<i>Rhamnus cathartica</i> L., 1753	2017		
<i>Rosa canina</i> L., 1753	2017		



coteau des fontenelles

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
<i>Acer campestre</i> L., 1753	1997	<i>Polygala vulgaris</i> L., 1753	1997
<i>Anacamptis pyramidalis</i> (L.) Rich., 1817	2017	<i>Prunus spinosa</i> L., 1753	2017
<i>Anthericum liliago</i> L., 1753	1997	<i>Quercus pubescens</i> Willd., 1805	1997
<i>Anthyllis vulneraria</i> L., 1753	1997	<i>Reseda lutea</i> L., 1753	1997
<i>Asperula cynanchica</i> L., 1753	2017	<i>Rhamnus cathartica</i> L., 1753	2017
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds., 1762	2017	<i>Rosa canina</i> L., 1753	1997
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult., 1817	2017	<i>Rosa rubiginosa</i> L., 1771	2017
<i>Briza media</i> L., 1753	2017	<i>Rubia peregrina</i> L., 1753	2017
<i>Bromopsis erecta</i> (Huds.) Fourr., 1869	2017	<i>Rubus</i> L., 1753	2017
<i>Carex flacca</i> Schreb., 1771	2017	<i>Salvia pratensis</i> L., 1753	1997
<i>Carex halleriana</i> Asso, 1779	2017	<i>Scabiosa columbaria</i> L., 1753	2017
<i>Carlina vulgaris</i> L., 1753	2017	<i>Seseli montanum</i> L., 1753	2017
<i>Carthamus mitissimus</i> L., 1753	2017	<i>Sesleria caerulea</i> (L.) Ard., 1763	2017
<i>Centaurea scabiosa</i> L., 1753	2017	<i>Smilax aspera</i> L., 1753	2017
<i>Centaurium erythraea</i> Rafn, 1800	1997	<i>Sorbus torminalis</i> (L.) Crantz, 1763	2017
<i>Cornus sanguinea</i> L., 1753	2017	<i>Stachelina dubia</i> L., 1753	2017
<i>Coronilla minima</i> L., 1756	2017	<i>Teucrium chamaedrys</i> L., 1753	2017
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq., 1775	2017	<i>Teucrium montanum</i> L., 1753	2017
<i>Dioscorea communis</i> (L.) Caddick & Wilkin, 2002	2017	<i>Thymus longicaulis</i> C.Presl, 1826	2017
<i>Eryngium campestre</i> L., 1753	2017	<i>Viburnum lantana</i> L., 1753	2017
<i>Euphrasia stricta</i> D. Wolff ex J.F.Lehm., 1809	1997	<i>Viola hirta</i> L., 1753	2017
<i>Festuca auquieri</i> Kerguélen, 1979	2017		
<i>Frangula alnus</i> Mill., 1768	2017		
<i>Galium pumilum</i> Murray, 1770	2017		
<i>Genista tinctoria</i> L., 1753	2017		
<i>Globularia bisnagarica</i> L., 1753	2017		
<i>Globularia vulgaris</i> L., 1753	1997		
<i>Gymnadenia conopsea</i> (L.) R.Br., 1813	1997		
<i>Gymnadenia pyrenaica</i> (Philippe) Giraudias, 1892	2017		
<i>Hedera helix</i> L., 1753	2017		
<i>Helichrysum stoechas</i> (L.) Moench, 1794	2017		
<i>Hippocrepis comosa</i> L., 1753	2017		
<i>Inula montana</i> L., 1753	2017		
<i>Juniperus communis</i> L., 1753	2017		
<i>Lactuca perennis</i> L., 1753	2017		
<i>Ligustrum vulgare</i> L., 1753	2017		
<i>Linum suffruticosum</i> subsp. <i>appressum</i> (Caball.) Rivas Mart., 1978	2017		
<i>Lotus corniculatus</i> L., 1753	1997		



<i>Neottia ovata</i> (L.) Bluff & Fingerh., 1837	1997		
<i>Ononis natrix</i> L., 1753	1997		
<i>Ononis pusilla</i> L., 1759	2017		
<i>Ophrys insectifera</i> L., 1753	1997		
<i>Ophrys scolopax</i> Cav., 1793	1997		
<i>Orchis purpurea</i> Huds., 1762	1997		
<i>Orobanche minor</i> Sm., 1797	2017		
<i>Phyteuma orbiculare</i> L., 1753	2017		
<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862	2017		
<i>Pimpinella saxifraga</i> L., 1753	2017		
<i>Pinus pinaster</i> Aiton, 1789	1997		
<i>Platanthera chlorantha</i> (Custer) Rchb., 1828	2017		
<i>Polygala calcarea</i> F.W.Schultz, 1837	2017		

coteau du breuilh

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
<i>Acer campestre</i> L., 1753	2002	<i>Crepis capillaris</i> (L.) Wallr., 1840	2002
<i>Achillea millefolium</i> L., 1753	1999	<i>Dactylis glomerata</i> L., 1753	2002
<i>Agrimonia eupatoria</i> L., 1753	1997	<i>Daucus carota</i> L., 1753	2001
<i>Allium sphaerocephalon</i> L., 1753	2002	<i>Deschampsia cespitosa</i> (L.) P.Beauv., 1812	2002
<i>Allium vineale</i> L., 1753	2002	<i>Dioscorea communis</i> (L.) Caddick & Wilkin, 2002	2002
<i>Anacamptis morio</i> subsp. <i>picta</i> (Loisel) Jacquet & Scappat., 2003	1999	<i>Dipsacus fullonum</i> L., 1753	2002
<i>Anacamptis pyramidalis</i> (L.) Rich., 1817	1997	<i>Echium vulgare</i> L., 1753	1999
<i>Anisantha sterilis</i> (L.) Nevski, 1934	2002	<i>Erica scoparia</i> L., 1753	2017
<i>Anthyllis vulneraria</i> L., 1753	1997	<i>Erica vagans</i> L., 1770	2017
<i>Arabis hirsuta</i> (L.) Scop., 1772	1997	<i>Eryngium gracile</i> (Lois.) DC., 1813	2002
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P.Beauv. ex J.Presl & C.Presl, 1819	2002	<i>Eryngium campestre</i> L., 1753	2017
<i>Asparagus officinalis</i> subsp. <i>officinalis</i> L., 1753	2002	<i>Euonymus europaeus</i> L., 1753	1999
<i>Asperula cynanchica</i> L., 1753	2017	<i>Eupatorium cannabinum</i> L., 1753	1997
<i>Avenula pubescens</i> (Huds.) Dumort., 1868	2010	<i>Euphorbia cyparissias</i> L., 1753	1999
<i>Bellis perennis</i> L., 1753	2002	<i>Euphorbia stricta</i> L., 1759	2017
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds., 1762	2017	<i>Festuca auquieri</i> Kerguelen, 1979	2017
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult., 1817	2017	<i>Festuca ovina</i> subsp. <i>guestfalica</i> (Boenn. ex Rchb.) K.Richt., 1890	2002
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Huds.) P.Beauv., 1812	2002	<i>Festuca rubra</i> subsp. <i>juncea</i> (Hack.) K.Richt., 1890	2002
<i>Briza media</i> L., 1753	2017	<i>Ficus carica</i> L., 1753	1997
<i>Bromopsis erecta</i> (Huds.) Fourr., 1869	2017	<i>Frangula alnus</i> Mill., 1768	1999
<i>Bromus hordeaceus</i> L., 1753	2002	<i>Fraxinus excelsior</i> L., 1753	1999
<i>Bromus racemosus</i> L., 1762	2002	<i>Fumana procumbens</i> (Dunal) Gren. & Godr., 1847	2013
<i>Buddleja davidii</i> Franch., 1887	2002	<i>Galium album</i> Mill., 1768	2002



les sentinelles du climat

<i>Campanula glomerata</i> L., 1753	1999	<i>Galium pumilum</i> Murray, 1770	2002
<i>Campanula glomerata</i> L., 1753	2017	<i>Galium pusillum</i> L., 1753	2017
<i>Campanula rotundifolia</i> L., 1753	1999	<i>Galium verum</i> L., 1753	2011
<i>Carex flacca</i> Schreb., 1771	2017	<i>Genista hispanica</i> L., 1753	1997
<i>Carex panicea</i> L., 1753	2002	<i>Geranium robertianum</i> L., 1753	2002
<i>Carlina vulgaris</i> L., 1753	2017	<i>Globularia bisnagarica</i> L., 1753	2017
<i>Carpinus betulus</i> L., 1753	2011	<i>Gymnadenia conopsea</i> (L.) R.Br., 1813	2010
<i>Carthamus mitissimus</i> L., 1753	2013	<i>Gymnadenia densiflora</i> (Wahlenb.) A.Dietr., 1839	1997
<i>Centaurea decipiens</i> Thuill., 1799	2002	<i>Gymnadenia pyrenaica</i> (Philippe) Giraudias, 1892	2017
<i>Centaurea jacea</i> L., 1753	2001	<i>Hedera helix</i> L., 1753	2017
<i>Centaurea scabiosa</i> L., 1753	2017	<i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Mill., 1768	1999
<i>Centaureum erythraea</i> var. <i>capitatum</i> (Willd.) Melderis, 1972	2013	<i>Helichrysum stoechas</i> (L.) Moench, 1794	2017
<i>Cephalanthera longifolia</i> (L.) Fritsch, 1888	1999	<i>Helictochloa pratensis</i> (L.) Romero Zarco, 2011	2011
<i>Cerastium pumilum</i> Curtis, 1777	2011	<i>Himantoglossum hircinum</i> (L.) Spreng., 1826	2002
<i>Cirsium acaulon</i> (L.) Scop., 1769	2017	<i>Hippocrepis comosa</i> L., 1753	2017
<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten., 1838	2002	<i>Holcus lanatus</i> L., 1753	2002
<i>Clematis vitalba</i> L., 1753	1999	<i>Hypericum perforatum</i> L., 1753	1999
<i>Convolvulus sepium</i> L., 1753	2002	<i>Hypochaeris radicata</i> L., 1753	2002
<i>Cornus sanguinea</i> L., 1753	2017	<i>Iberis amara</i> L., 1753	2013
<i>Coronilla minima</i> L., 1756	2017	<i>Inula montana</i> L., 1753	2017
<i>Corylus avellana</i> L., 1753	1999	<i>Juglans regia</i> L., 1753	2011
<i>Cotoneaster coriaceus</i> Franch., 1890	2017	<i>Juniperus communis</i> L., 1753	2017
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq., 1775	2017	<i>Koeleria vallesiana</i> (Honck.) Gaudin, 1808	2017

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
<i>Lactuca perennis</i> L., 1753	2013	<i>Pinus pinaster</i> Aiton, 1789	1997
<i>Leontodon hispidus</i> L., 1753	2002	<i>Pinus sylvestris</i> L., 1753	1999
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam., 1779	2002	<i>Plantago lanceolata</i> L., 1753	2011
<i>Ligustrum vulgare</i> L., 1753	2017	<i>Platanthera chlorantha</i> (Custer) Rchb., 1828	1999
<i>Limodorum abortivum</i> (L.) Sw., 1799	1999	<i>Poa pratensis</i> subsp. <i>angustifolia</i> (L.) Dumort., 1824	2002
<i>Linaria repens</i> (L.) Mill., 1768	2002	<i>Polygala calcarea</i> F.W.Schultz, 1837	1997
<i>Linum catharticum</i> L., 1753	1999	<i>Polygala vulgaris</i> L., 1753	2012
<i>Linum suffruticosum</i> subsp. <i>appressum</i> (Caball.) Rivas Mart., 1978	2017	<i>Populus alba</i> L., 1753	2001
<i>Linum tenuifolium</i> L., 1753	1999	<i>Potentilla verna</i> L., 1753	2017
<i>Logfia minima</i> (Sm.) Dumort., 1827	1999	<i>Poterium sanguisorba</i> L., 1753	2017
<i>Lonicera etrusca</i> Santi, 1795	2002	<i>Primula veris</i> L., 1753	1999
<i>Lonicera periclymenum</i> L., 1753	2002	<i>Prunella grandiflora</i> (L.) Schöller, 1775	2010
<i>Lonicera xylosteum</i> L., 1753	2002	<i>Prunella laciniata</i> (L.) L., 1763	2002



<i>Lotus corniculatus</i> L., 1753	2002	<i>Prunella vulgaris</i> L., 1753	1999
<i>Luzula forsteri</i> (Sm.) DC., 1806	2002	<i>Prunus avium</i> (L.) L., 1755	2002
<i>Lysimachia arvensis</i> (L.) U.Manns & Anderb., 2009	2002	<i>Prunus spinosa</i> L., 1753	1997
<i>Lysimachia foemina</i> (Mill.) U.Manns & Anderb., 2009	2002	<i>Pulicaria dysenterica</i> (L.) Bernh., 1800	1999
<i>Lythrum salicaria</i> L., 1753	1999	<i>Pyracantha coccinea</i> M.Roem., 1847	2017
<i>Matricaria discoidea</i> DC., 1838	2001	<i>Quercus ilex</i> L., 1753	1999
<i>Medicago lupulina</i> L., 1753	1999	<i>Quercus pubescens</i> Willd., 1805	2017
<i>Mentha aquatica</i> L., 1753	1999	<i>Ranunculus arvensis</i> L., 1753	2002
<i>Mentha arvensis</i> L., 1753	2002	<i>Ranunculus bulbosus</i> L., 1753	1999
<i>Mentha spicata</i> L., 1753	2002	<i>Reseda lutea</i> L., 1753	1997
<i>Molinia caerulea</i> subsp. <i>arundinacea</i> (Schrank) K.Richt., 1890	2002	<i>Rosa canina</i> L., 1753	2017
<i>Muscari comosum</i> (L.) Mill., 1768	1999	<i>Rosa micrantha</i> Borrer ex Sm., 1812	1997
<i>Myosotis arvensis</i> (L.) Hill, 1764	2002	<i>Rosa rubiginosa</i> L., 1771	2017
<i>Neotinea ustulata</i> (L.) R.M.Bateman, Pridgeon & M.W.Chase, 1997	1999	<i>Rubia peregrina</i> L., 1753	2017
<i>Neottia ovata</i> (L.) Bluff & Fingerh., 1837	1997	<i>Rubus fruticosus</i> L., 1753	2002
<i>Odontites vernus</i> subsp. <i>vernus</i> (Bellardi) Dumort., 1827	2002	<i>Rubus</i> L., 1753	2017
<i>Ononis natrix</i> L., 1753	1999	<i>Rumex acetosa</i> L., 1753	2002
<i>Ononis pubescens</i> L., 1771	2002	<i>Salix alba</i> L., 1753	1999
<i>Ononis pusilla</i> L., 1759	2017	<i>Salix atrocinerea</i> Brot., 1804	1997
<i>Ononis spinosa</i> subsp. <i>spinosa</i> L., 1753	1999	<i>Salix cinerea</i> L., 1753	1999
<i>Ophrys apifera</i> Huds., 1762	1999	<i>Salvia pratensis</i> L., 1753	2017
<i>Ophrys apifera</i> var. <i>trollii</i> (Hegetschw.) Rchb.f., 1851	2013	<i>Samolus valerandi</i> L., 1753	2002
<i>Ophrys aranifera</i> Huds., 1778	1999	<i>Scabiosa columbaria</i> L., 1753	2017
<i>Ophrys fusca</i> Link, 1800	1999	<i>Schoenus nigricans</i> L., 1753	2002
<i>Ophrys insectifera</i> L., 1753	2002	<i>Sedum acre</i> L., 1753	1999
<i>Ophrys lutea</i> Cav., 1793	2013	<i>Seseli montanum</i> L., 1753	2017
<i>Ophrys scolopax</i> Cav., 1793	1999	<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill, 1769	2002
<i>Orchis anthropophora</i> (L.) All., 1785	1997	<i>Sorbus torminalis</i> (L.) Crantz, 1763	2017
<i>Orchis militaris</i> L., 1753	2013	<i>Spartium junceum</i> L., 1753	1999
<i>Orchis purpurea</i> Huds., 1762	1999	<i>Spiranthes spiralis</i> (L.) Chevall., 1827	2013
<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862	2017	<i>Stachys recta</i> L., 1767	2010
<i>Pilosella saussureoides</i> Arv.-Touv., 1873	2002	<i>Stachelina dubia</i> L., 1753	2017
<i>Pimpinella saxifraga</i> L., 1753	2017	<i>Teucrium chamaedrys</i> L., 1753	2017
<i>Pinus pinaster</i> Aiton, 1789	1997	<i>Teucrium montanum</i> L., 1753	2017

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
<i>Thymus longicaulis</i> C.Presl, 1826	2017	<i>Ulmus minor</i> Mill., 1768	1999
<i>Tragopogon pratensis</i> L., 1753	2002	<i>Verbena officinalis</i> L., 1753	1999



<i>Trifolium campestre</i> Schreb., 1804	2011	<i>Viburnum lantana</i> L., 1753	2017
<i>Trifolium pratense</i> L., 1753	1999	<i>Vicia sativa subsp. sativa</i> L., 1753	2002
<i>Trifolium repens</i> L., 1753	2002	<i>Viola</i> L., 1753	2011
<i>Trigonella officinalis</i> (L.) Coulot & Rabaute, 2013	2001	<i>Vitis vinifera subsp. vinifera</i> L., 1753	1999

Parc panoramis

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
<i>Acer campestre</i> L., 1753	2017	<i>Galium pumilum</i> Murray, 1770	2013
<i>Acer pseudoplatanus</i> L., 1753	2013	<i>Geranium dissectum</i> L., 1755	2013
<i>Agrimonia eupatoria</i> L., 1753	2017	<i>Geranium molle</i> L., 1753	2013
<i>Allium ampeloprasum</i> L., 1753	2013	<i>Geranium purpureum</i> Vill., 1786	2013
<i>Allium polyanthum</i> Schult. & Schult.f., 1830	2013	<i>Geranium rotundifolium</i> L., 1753	2013
<i>Anacamptis pyramidalis</i> var. <i>pyramidalis</i> (L.) Rich., 1817	2017	<i>Hedera helix</i> L., 1753	2017
<i>Arbutus unedo</i> L., 1753	2013	<i>Helminthotheca echioides</i> (L.) Holub, 1973	2017
<i>Arctium minus</i> (Hill) Bernh., 1800	2013	<i>Himantoglossum hircinum</i> (L.) Spreng., 1826	2013
<i>Arenaria serpyllifolia</i> L., 1753	2017	<i>Hippocrepis comosa</i> L., 1753	2017
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P.Beauv. ex J.Presl & C.Presl, 1819	2013	<i>Hypericum perforatum</i> L., 1753	2017
<i>Arum italicum</i> Mill., 1768	2013	<i>Juglans regia</i> L., 1753	2013
<i>Avena barbata</i> Pott ex Link, 1799	2013	<i>Lactuca serriola</i> L., 1756	2013
<i>Bellis perennis</i> L., 1753	2013	<i>Lapsana communis</i> L., 1753	2013
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds., 1762	2017	<i>Lathyrus latifolius</i> L., 1753	2013
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult., 1817	2013	<i>Lathyrus nissolia</i> L., 1753	2013
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Huds.) P.Beauv., 1812	2013	<i>Lathyrus pratensis</i> L., 1753	2013
<i>Bromopsis erecta</i> (Huds.) Fourr., 1869	2017	<i>Laurus nobilis</i> L., 1753	2013
<i>Bryonia cretica subsp. dioica</i> (Jacq.) Tutin, 1968	2013	<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam., 1779	2013
<i>Buxus sempervirens</i> L., 1753	2013	<i>Linum catharticum</i> L., 1753	2013
<i>Carex divulsa</i> Stokes, 1787	2013	<i>Linum strictum</i> L., 1753	2017
<i>Carex flacca</i> Schreb., 1771	2017	<i>Linum strictum subsp. corymbulosum</i> (Rchb.) Rouy, 1897	2013
<i>Carex spicata</i> Huds., 1762	2013	<i>Linum usitatissimum subsp. angustifolium</i> (Huds.) Thell., 1912	2013
<i>Catapodium rigidum</i> (L.) C.E.Hubb., 1953	2013	<i>Lolium perenne</i> L., 1753	2013
<i>Centaurea gr. jacea</i> L., 1753	2013	<i>Lotus corniculatus</i> L., 1753	2017
<i>Centaureum erythraea subsp. erythraea</i> Rafn, 1800	2017	<i>Lychnis flos-cuculi</i> L., 1753	2013
<i>Cerastium semidecandrum</i> L., 1753	2013	<i>Lysimachia arvensis</i> (L.) U.Manns & Anderb., 2009	2017
<i>Cirsium vulgare subsp. vulgare</i> (Savi) Ten., 1838	2013	<i>Lysimachia foemina</i> (Mill.) U.Manns & Anderb., 2009	2013
<i>Clematis vitalba</i> L., 1753	2013	<i>Medicago arabica</i> (L.) Huds., 1762	2013
<i>Convolvulus arvensis</i> L., 1753	2013	<i>Medicago lupulina</i> L., 1753	2013
<i>Cornus sanguinea</i> L., 1753	2017	<i>Medicago orbicularis</i> (L.) Bartal., 1776	2013
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq., 1775	2017	<i>Medicago polymorpha</i> L., 1753	2013



<i>Crepis capillaris</i> (L.) Wallr., 1840	2013	<i>Medicago sativa</i> L., 1753	2017
<i>Crepis setosa</i> Haller f., 1797	2017	<i>Muscari comosum</i> (L.) Mill., 1768	2013
<i>Dactylis glomerata</i> L., 1753	2017	<i>Ononis spinosa</i> subsp. <i>maritima</i> (Dumort. ex Piré) P.Fourn., 1937	2013
<i>Daucus carota</i> L., 1753	2013	<i>Ophrys apifera</i> Huds., 1762	2013
<i>Dianthus armeria</i> L., 1753	2017	<i>Origanum vulgare</i> L., 1753	2017
<i>Dipsacus fullonum</i> L., 1753	2013	<i>Picris</i> L., 1753	2013
<i>Elytrigia repens</i> subsp. <i>repens</i> (L.) Desv. ex Nevski, 1934	2013	<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862	2013
<i>Eryngium campestre</i> L., 1753	2017	<i>Pinus nigra</i> subsp. <i>nigra</i> J.F.Arnold, 1785	2013
<i>Euonymus europaeus</i> L., 1753	2013	<i>Plantago coronopus</i> L., 1753	2013
<i>Festuca gr. ovina</i> L., 1753	2017	<i>Plantago lanceolata</i> L., 1753	2013
<i>Festuca rubra</i> subsp. <i>rubra</i> L., 1753	2017	<i>Poa pratensis</i> L., 1753	2017
<i>Foeniculum vulgare</i> Mill., 1768	2013	<i>Poa trivialis</i> L., 1753	2013
<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl, 1804	2013	<i>Polygala vulgaris</i> L., 1753	2013
<i>Fraxinus excelsior</i> L., 1753	2013	<i>Populus nigra</i> subsp. <i>nigra</i> L., 1753	2013
<i>Galium album</i> Mill., 1768	2017	<i>Potentilla reptans</i> L., 1753	2013
<i>Galium aparine</i> subsp. <i>aparine</i> L., 1753	2013	<i>Poterium sanguisorba</i> L., 1753	2017
<i>Galium mollugo</i> L., 1753	2013	<i>Prunus avium</i> (L.) L., 1755	2013
<i>Prunus cerasifera</i> Ehrh., 1784	2013	<i>Schedonorus arundinaceus</i> (Schreb.) Dumort., 1824	2017
<i>Prunus</i> L., 1753	2013	<i>Senecio inaequidens</i> DC., 1838	2013
<i>Prunus serotina</i> Ehrh., 1788	2013	<i>Silene latifolia</i> Poir., 1789	2017
<i>Prunus spinosa</i> L., 1753	2013	<i>Silene vulgaris</i> subsp. <i>vulgaris</i> (Moench) Garcke, 1869	2013
<i>Pyracantha</i> M.Roem., 1847	2013	<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill, 1769	2017
<i>Quercus ilex</i> L., 1753	2017	<i>Torilis Adans.</i> , 1763	2013
<i>Quercus pubescens</i> Willd., 1805	2017	<i>Tragopogon pratensis</i> L., 1753	2017
<i>Quercus robur</i> L., 1753	2013	<i>Trifolium campestre</i> Schreb., 1804	2013
<i>Ranunculus bulbosus</i> L., 1753	2017	<i>Trifolium dubium</i> Sibth., 1794	2013
<i>Rhamnus alaternus</i> L., 1753	2017	<i>Trifolium pratense</i> L., 1753	2013
<i>Robinia pseudoacacia</i> L., 1753	2013	<i>Trifolium repens</i> L., 1753	2013
<i>Rosa canina</i> L., 1753	2013	<i>Trisetum flavescens</i> (L.) P.Beauv., 1812	2013
<i>Rosa</i> L., 1753	2013	<i>Ulmus minor</i> Mill., 1768	2017
<i>Rosa rubiginosa</i> L., 1771	2017	<i>Urtica dioica</i> subsp. <i>dioica</i> L., 1753	2013
<i>Rosa sempervirens</i> L., 1753	2013	<i>Veronica persica</i> Poir., 1808	2013
<i>Rubia peregrina</i> L., 1753	2017	<i>Viburnum lantana</i> L., 1753	2013
<i>Rubus</i> L., 1753	2017	<i>Viburnum tinus</i> L., 1753	2013
<i>Salix alba</i> L., 1753	2013	<i>Vicia angustifolia</i> L., 1759	2013
<i>Salix atrocinerea</i> Brot., 1804	2013	<i>Vicia hirsuta</i> (L.) Gray, 1821	2013
<i>Salvia pratensis</i> L., 1753	2013	<i>Vicia sativa</i> subsp. <i>sativa</i> L., 1753	2013
<i>Sambucus ebulus</i> L., 1753	2013	<i>Viscum album</i> subsp. <i>album</i> L., 1753	2013
<i>Scabiosa columbaria</i> L., 1753	2013		



pech de pastur

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
<i>Acer campestre</i> L., 1753	2005	<i>Dactylis glomerata</i> L., 1753	2005
<i>Acer monspessulanum</i> L., 1753	2005	<i>Dactylorhiza fuchsii</i> (Druce) Soó, 1962	2006
<i>Adiantum capillus-veneris</i> L., 1753	2009	<i>Dactylorhiza maculata</i> subsp. <i>maculata</i> (L.) Soó, 1962	2006
<i>Agrimonia eupatoria</i> L., 1753	2005	<i>Danthonia decumbens</i> (L.) DC., 1805	2016
<i>Anacamptis morio</i> (L.) R.M.Bateman, Pridgeon & M.W.Chase, 1997	1995	<i>Dioscorea communis</i> (L.) Caddick & Wilkin, 2002	2005
<i>Anacamptis pyramidalis</i> (L.) Rich., 1817	1995	<i>Dorycnium hirsutum</i> (L.) Ser., 1825	2017
<i>Anthericum ramosum</i> L., 1753	2005	<i>Dorycnium pentaphyllum</i> Scop., 1772	2017
<i>Anthyllis vulneraria</i> L., 1753	1995	<i>Echium vulgare</i> L., 1753	2016
<i>Aquilegia vulgaris</i> L., 1753	1995	<i>Elymus caninus</i> (L.) L., 1755	2006
<i>Arabidopsis thaliana</i> (L.) Heynh., 1842	2009	<i>Epipactis helleborine</i> subsp. <i>helleborine</i> (L.) Crantz, 1769	2005
<i>Asperula cynanchica</i> L., 1753	2016	<i>Epipactis muelleri</i> Godfery, 1921	2012
<i>Asplenium ceterach</i> L., 1753	2009	<i>Erica vagans</i> L., 1770	2009
<i>Asplenium ruta-muraria</i> L., 1753	2009	<i>Eryngium campestre</i> L., 1753	2016
<i>Asplenium scolopendrium</i> L., 1753	2009	<i>Eupatorium cannabinum</i> L., 1753	2005
<i>Asplenium trichomanes</i> L., 1753	2009	<i>Euphorbia amygdaloides</i> L., 1753	2005
<i>Bituminaria bituminosa</i> (L.) C.H.Stirt., 1981	2005	<i>Euphorbia exigua</i> L., 1753	1997
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds., 1762	2017	<i>Euphorbia flavicoma</i> subsp. <i>verrucosa</i> (Fiori) Pignatti, 1973	2006
<i>Bombycilaena erecta</i> (L.) Smoljan., 1955	2012	<i>Euphrasia minima</i> Jacq. ex DC., 1805	1997
<i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng, 1936	2016	<i>Euphrasia stricta</i> D.Wolff ex J.F.Lehm., 1809	2005
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult., 1817	2017	<i>Fagus sylvatica</i> L., 1753	1997
<i>Briza media</i> L., 1753	2016	<i>Festuca auquieri</i> Kerguelen, 1979	2017
<i>Bromopsis erecta</i> (Huds.) Fourr., 1869	2017	<i>Ficus carica</i> L., 1753	2005
<i>Bryonia cretica</i> subsp. <i>dioica</i> (Jacq.) Tutin, 1968	2005	<i>Fraxinus angustifolia</i> subsp. <i>oxycarpa</i> (M.Bieb. ex Willd.) Franco & Rocha Afonso, 1971	2005
<i>Campanula glomerata</i> L., 1753	2016	<i>Fumana ericifolia</i> Wallr., 1840	2016
<i>Carex flacca</i> Schreb., 1771	2017	<i>Fumana procumbens</i> (Dunal) Gren. & Godr., 1847	2017
<i>Carex halleriana</i> Asso, 1779	2016	<i>Galium mollugo</i> L., 1753	2005
<i>Carlina vulgaris</i> L., 1753	2016	<i>Galium odoratum</i> (L.) Scop., 1771	2005
<i>Carpinus betulus</i> L., 1753	2005	<i>Galium pumilum</i> Murray, 1770	2017
<i>Carthamus mitissimus</i> L., 1753	2016	<i>Geranium purpureum</i> Vill., 1786	2009
<i>Castanea sativa</i> Mill., 1768	2005	<i>Geranium robertianum</i> L., 1753	2009
<i>Catananche caerulea</i> L., 1753	2013	<i>Gladiolus italicus</i> Mill., 1768	2013
<i>Catapodium rigidum</i> (L.) C.E.Hubb., 1953	2016	<i>Globularia bisnagarica</i> L., 1753	2017
<i>Centaurea jacea</i> L., 1753	2012	<i>Gymnadenia conopsea</i> (L.) R.Br., 1813	1997
<i>Centaurium erythraea</i> Rafn, 1800	2005	<i>Hedera helix</i> f. <i>helix</i>	2009
<i>Centaurium pulchellum</i> (Sw.) Druce, 1898	2016	<i>Hedera helix</i> L., 1753	2005
<i>Cephalanthera longifolia</i> (L.) Fritsch, 1888	2006	<i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Mill., 1768	1997
<i>Cephalanthera rubra</i> (L.) Rich., 1817	2013	<i>Helichrysum stoechas</i> (L.) Moench, 1794	2016



<i>Cercis siliquastrum</i> L., 1753	2012	<i>Hieracium vulgatum</i> Fr., 1819	2011
<i>Cervaria rivini</i> Gaertn., 1788	2005	<i>Himantoglossum hircinum</i> (L.) Spreng., 1826	1995
<i>Cichorium intybus</i> L., 1753	2011	<i>Hippocrepis comosa</i> L., 1753	2017
<i>Cirsium acaulon</i> (L.) Scop., 1769	2016	<i>Hylotelephium telephium</i> (L.) H.Ohba, 1977	2009
<i>Clematis vitalba</i> L., 1753	2005	<i>Hypericum perforatum</i> L., 1753	2005
<i>Convolvulus cantabrica</i> L., 1753	2005	<i>Inula montana</i> L., 1753	2005
<i>Coriaria myrtifolia</i> L., 1753	2016	<i>Jacobaea erucifolia</i> (L.) G.Gaertn., B.Mey. & Scherb., 1801	2005
<i>Cornus sanguinea</i> L., 1753	2016	<i>Juglans regia</i> L., 1753	2017
<i>Corylus avellana</i> L., 1753	2005	<i>Juniperus communis</i> L., 1753	2017
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq., 1775	1997	<i>Koeleria vallesiana</i> (Honck.) Gaudin, 1808	2016
<i>Cuscuta epithymum</i> (L.) L., 1774	2011	<i>Lathyrus latifolius</i> L., 1753	2005
<i>Cydonia oblonga</i> Mill., 1768	2005	<i>Leontodon hispidus</i> L., 1753	2011

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam., 1779	2005	<i>Populus nigra</i> Münchh., 1770	2005
<i>Libanotis pyrenaica</i> (L.) O.Schwarz, 1949	2011	<i>Potentilla verna</i> L., 1753	2005
<i>Ligustrum vulgare</i> L., 1753	1997	<i>Poterium sanguisorba</i> L., 1753	2017
<i>Limodorum abortivum</i> (L.) Sw., 1799	2006	<i>Prunella grandiflora</i> (L.) Schöller, 1775	2012
<i>Linum catharticum</i> L., 1753	1997	<i>Prunella laciniata</i> (L.) L., 1763	2005
<i>Linum strictum</i> L., 1753	1995	<i>Prunus avium</i> (L.) L., 1755	2005
<i>Linum suffruticosum</i> subsp. <i>appressum</i> (Caball.) Rivas Mart., 1978	2017	<i>Prunus mahaleb</i> L., 1753	2005
<i>Linum tenuifolium</i> L., 1753	2016	<i>Prunus spinosa</i> L., 1753	1997
<i>Linum usitatissimum</i> subsp. <i>angustifolium</i> (Huds.) Thell., 1912	1995	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn, 1879	2016
<i>Lonicera etrusca</i> Santi, 1795	2005	<i>Quercus ilex</i> L., 1753	2017
<i>Lotus corniculatus</i> L., 1753	1997	<i>Quercus pubescens</i> Willd., 1805	2017
<i>Malus domestica</i> Borkh., 1803	2005	<i>Ranunculus bulbosus</i> L., 1753	2005
<i>Medicago lupulina</i> L., 1753	2005	<i>Reseda lutea</i> L., 1753	2010
<i>Melilotus albus</i> Medik., 1787	2005	<i>Rhamnus alaternus</i> L., 1753	2005
<i>Muscari comosum</i> (L.) Mill., 1768	2005	<i>Rhamnus cathartica</i> L., 1753	2005
<i>Muscari neglectum</i> Guss. ex Ten., 1842	2005	<i>Robinia pseudoacacia</i> L., 1753	2005
<i>Neottia ovata</i> (L.) Bluff & Fingerh., 1837	2005	<i>Rosa arvensis</i> Huds., 1762	2017
<i>Noccaea caerulescens</i> subsp. <i>occitanica</i> (Jord.) Kerguelen, 1993	1997	<i>Rosa canina</i> L., 1753	1997
<i>Odontites luteus</i> (L.) Clairv., 1811	2016	<i>Rosa micrantha</i> Borrer ex Sm., 1812	2006
<i>Ononis spinosa</i> subsp. <i>spinosa</i> L., 1753	2005	<i>Rosa stylosa</i> Desv., 1809	2006
<i>Ophrys apifera</i> var. <i>aurita</i> Moggr., 1869	2012	<i>Rostraria cristata</i> (L.) Tzvelev, 1971	2006
<i>Ophrys aranifera</i> Huds., 1778	1995	<i>Rubia peregrina</i> L., 1753	2017
<i>Ophrys fusca</i> Link, 1800	1995	<i>Salvia pratensis</i> L., 1753	2005
<i>Ophrys insectifera</i> L., 1753	1997	<i>Sambucus nigra</i> L., 1753	2005
<i>Ophrys lutea</i> subsp. <i>lutea</i> Cav., 1793	2013	<i>Scabiosa columbaria</i> L., 1753	2017



<i>Ophrys occidentalis</i> (Scappat.) Scappat. & M.Demange, 2005	2013	<i>Scorzonera hispanica</i> L., 1753	2013
<i>Ophrys scolopax</i> Cav., 1793	1995	<i>Sedum album</i> L., 1753	1997
<i>Ophrys sulcata</i> Devillers & Devillers-Tersch., 1994	2005	<i>Sedum ochroleucum</i> Chaix, 1785	1997
<i>Ophrys x nouletii</i> E.G.Camus, 1893	2013	<i>Serapias lingua</i> L., 1753	2005
<i>Orchis anthropophora</i> (L.) All., 1785	1995	<i>Serapias vomeracea</i> (Burm.f.) Briq., 1910	2017
<i>Orchis purpurea</i> Huds., 1762	1995	<i>Seseli montanum</i> L., 1753	2017
<i>Origanum vulgare</i> L., 1753	2005	<i>Sorbus torminalis</i> (L.) Crantz, 1763	2005
<i>Ornithogalum umbellatum</i> L., 1753	2013	<i>Spartium junceum</i> L., 1753	1995
<i>Parietaria judaica</i> L., 1756	2009	<i>Spiranthes spiralis</i> (L.) Chevall., 1827	2008
<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862	2017	<i>Stachelina dubia</i> L., 1753	2016
<i>Pilosella saussureoides</i> Arv.-Touv., 1873	2005	<i>Succisa pratensis</i> Moench, 1794	2011
<i>Pimpinella saxifraga</i> L., 1753	2011	<i>Teucrium chamaedrys</i> L., 1753	2017
<i>Pinus nigra</i> subsp. <i>nigra</i> J.F.Arnold, 1785	2017	<i>Teucrium montanum</i> L., 1753	2016
<i>Pinus sylvestris</i> L., 1753	1997	<i>Teucrium pyrenaicum</i> L., 1753	1997
<i>Plantago major</i> L., 1753	2005	<i>Thymus longicaulis</i> C.Presl, 1826	2017
<i>Plantago media</i> L., 1753	1997	<i>Ulmus minor</i> Mill., 1768	2005
<i>Platanthera bifolia</i> (L.) Rich., 1817	1995	<i>Viburnum lantana</i> L., 1753	2005
<i>Platanthera chlorantha</i> (Custer) Rchb., 1828	1995	<i>Vincetoxicum hircundinaria</i> Medik., 1790	2005
<i>Polygala calcarea</i> F.W.Schultz, 1837	2017	<i>Viola hirta</i> L., 1753	2005
<i>Polygala vulgaris</i> L., 1753	2016	<i>Vitis vinifera</i> subsp. <i>vinifera</i> L., 1753	2005

pech d'eybènes

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
<i>Anthericum liliago</i> L., 1753	2014	<i>Rhaponticum coniferum</i> (L.) Greuter, 2003	2013
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L., 1753	2017	<i>Rosa rubiginosa</i> L., 1771	2017
<i>Asperula cynanchica</i> L., 1753	2017	<i>Rubia peregrina</i> L., 1753	2017
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult., 1817	2017	<i>Salvia pratensis</i> L., 1753	2014
<i>Briza media</i> L., 1753	2013	<i>Scabiosa columbaria</i> L., 1753	2017
<i>Bromopsis erecta</i> (Huds.) Fourr., 1869	2017	<i>Seseli montanum</i> L., 1753	2017
<i>Campanula rotundifolia</i> L., 1753	2013	<i>Sesleria caerulea</i> (L.) Ard., 1763	2014
<i>Carex flacca</i> Schreb., 1771	2017	<i>Sideritis hyssopifolia</i> subsp. <i>guillonii</i> (Timb.-Lagr.) Nyman, 1890	2014
<i>Carex halleriana</i> Asso, 1779	2017	<i>Solidago virgaurea</i> L., 1753	2017
<i>Carlina vulgaris</i> L., 1753	2017	<i>Sorbus aria</i> (L.) Crantz, 1763	2017
<i>Centaurea scabiosa</i> L., 1753	2014	<i>Tanacetum corymbosum</i> (L.) Sch.Bip., 1844	2017
<i>Cirsium acaulon</i> (L.) Scop., 1769	2017	<i>Taraxacum</i> F.H.Wigg.	2013
<i>Convolvulus cantabrica</i> L., 1753	2014	<i>Teucrium chamaedrys</i> L., 1753	2017
<i>Cornus sanguinea</i> L., 1753	2017	<i>Teucrium montanum</i> L., 1753	2014
<i>Corylus avellana</i> L., 1753	2017	<i>Thesium humifusum</i> subsp. <i>divaricatum</i> (Mert. & W.D.J.Koch) Bonnier & Layens, 1894	2014
<i>Eryngium campestre</i> L., 1753	2017	<i>Thymus praecox</i> Opiz, 1824	2014



<i>Euphorbia cyparissias</i> L., 1753	2017	<i>Vincetoxicum hirundinaria</i> Medik., 1790	2014
<i>Fumana procumbens</i> (Dunal) Gren. & Godr., 1847	2014		
<i>Galatella linosyris</i> (L.) Rchb.f., 1854	2013		
<i>Galium album</i> Mill., 1768	2017		
<i>Galium pumilum</i> Murray, 1770	2017		
<i>Galium pusillum</i> L., 1753	2014		
<i>Galium timeroyi</i> Jord., 1846	2013		
<i>Genista pilosa</i> L., 1753	2017		
<i>Globularia bisnagarica</i> L., 1753	2017		
<i>Globularia punctata</i> Lapeyr., 1813	2014		
<i>Hedera helix</i> L., 1753	2017		
<i>Helichrysum stoechas</i> (L.) Moench, 1794	2014		
<i>Hippocrepis comosa</i> L., 1753	2014		
<i>Inula conyza</i> DC., 1836	2014		
<i>Inula montana</i> L., 1753	2017		
<i>Juniperus communis</i> L., 1753	2017		
<i>Koeleria vallesiana</i> (Honck.) Gaudin, 1808	2017		
<i>Lactuca perennis</i> L., 1753	2014		
<i>Leontodon crispus</i> Vill., 1779	2014		
<i>Leontodon hispidus</i> L., 1753	2014		
<i>Linaria supina</i> (L.) Chaz., 1790	2014		
<i>Linum tenuifolium</i> L., 1753	2014		
<i>Melica ciliata</i> subsp. <i>ciliata</i> L., 1753	2014		
<i>Mercurialis perennis</i> L., 1753	2017		
<i>Odontites luteus</i> (L.) Clairv., 1811	2017		
<i>Origanum vulgare</i> L., 1753	2017		
<i>Phyteuma orbiculare</i> subsp. <i>tenerum</i> (R.Schulz) Braun-Blanq., 1933	2014		
<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862	2017		
<i>Pimpinella saxifraga</i> L., 1753	2017		
<i>Polygala calcarea</i> F.W.Schultz, 1837	2017		
<i>Poterium sanguisorba</i> L., 1753	2017		
<i>Prunus mahaleb</i> L., 1753	2017		
<i>Quercus pubescens</i> Willd., 1805	2017		
<i>Quercus robur</i> L., 1753	2017		
<i>Ranunculus bulbosus</i> L., 1753	2017		
<i>Rhamnus alaternus</i> L., 1753	2017		

Plateau d'argentine

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
<i>Acer campestre</i> L., 1753	2013	<i>Conopodium majus</i> (Gouan) Loret, 1886	2013



<i>Acer monspessulanum</i> L., 1753	2017	<i>Convolvulus cantabrica</i> L., 1753	2017
<i>Adiantum capillus-veneris</i> L., 1753	2011	<i>Cornus sanguinea</i> L., 1753	2017
<i>Agrimonia eupatoria</i> L., 1753	2013	<i>Corylus avellana</i> L., 1753	1996
<i>Aira caryophyllea</i> L., 1753	2013	<i>Cotoneaster horizontalis</i> Decne., 1879	2011
<i>Allium sphaerocephalon</i> L., 1753	2017	<i>Crataegus monogyna</i> Jacq., 1775	2017
<i>Alyssum alyssoides</i> (L.) L., 1759	2017	<i>Crepis sancta</i> subsp. <i>nemausensis</i> (Vill.) Babç., 1941	2012
<i>Anacamptis morio</i> (L.) R.M.Bateman, Pridgeon & M.W.Chase, 1997	2013	<i>Crucianella angustifolia</i> L., 1753	2013
<i>Anacamptis pyramidalis</i> (L.) Rich., 1817	2017	<i>Daucus carota</i> L., 1753	2013
<i>Anisantha sterilis</i> (L.) Nevski, 1934	2013	<i>Digitalis lutea</i> L., 1753	1996
<i>Anthericum liliago</i> L., 1753	2013	<i>Dioscorea communis</i> (L.) Caddick & Wilkin, 2002	2013
<i>Anthericum ramosum</i> L., 1753	2001	<i>Draba muralis</i> L., 1753	2013
<i>Anthyllis vulneraria</i> L., 1753	2017	<i>Draba verna</i> L., 1753	2001
<i>Arenaria controversa</i> Boiss., 1840	2017	<i>Echium vulgare</i> L., 1753	2013
<i>Arenaria serpyllifolia</i> L., 1753	2013	<i>Erica scoparia</i> L., 1753	2013
<i>Argyrobolium zanonii</i> (Turra) P.W.Ball, 1968	2013	<i>Erigeron canadensis</i> L., 1753	2013
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P.Beauv. ex J.Presl & C.Presl, 1819	2013	<i>Erodium cicutarium</i> subsp. <i>cutarium</i> (L.) L'Hér., 1789	2013
<i>Artemisia alba</i> Turra, 1764	2012	<i>Eryngium campestre</i> L., 1753	2017
<i>Asperula cynanchica</i> L., 1753	2017	<i>Euphorbia exigua</i> L., 1753	2017
<i>Asplenium adiantum-nigrum</i> L., 1753	1996	<i>Euphorbia flavicoma</i> subsp. <i>verrucosa</i> (Fiori) Pignatti, 1973	2001
<i>Asplenium ruta-muraria</i> L., 1753	2011	<i>Euphorbia seguieriana</i> Neck., 1770	2017
<i>Asplenium trichomanes</i> L., 1753	1996	<i>Euphorbia stricta</i> L., 1759	2017
<i>Avenula pubescens</i> (Huds.) Dumort., 1868	1996	<i>Festuca auquieri</i> Kerguelen, 1979	2017
<i>Bellis perennis</i> L., 1753	2013	<i>Festuca rubra</i> L., 1753	2013
<i>Berberis vulgaris</i> L., 1753	1996	<i>Filipendula vulgaris</i> Moench, 1794	2013
<i>Biscutella guillonii</i> Jord., 1864	2011	<i>Fumana procumbens</i> (Dunal) Gren. & Godr., 1847	2017
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds., 1762	2013	<i>Galium mollugo</i> L., 1753	2013
<i>Bombacilaena erecta</i> (L.) Smoljan., 1955	2013	<i>Galium parisiense</i> L., 1753	2017
<i>Brachypodium distachyon</i> (L.) P.Beauv., 1812	2013	<i>Galium pumilum</i> Murray, 1770	2013
<i>Brachypodium phoenicoides</i> (L.) Roem. & Schult., 1817	2013	<i>Gastroidium ventricosum</i> (Gouan) Schinz & Thell., 1913	2013
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult., 1817	2017	<i>Genista pilosa</i> L., 1753	2017
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Huds.) P.Beauv., 1812	2013	<i>Genista tinctoria</i> L., 1753	2001
<i>Briza media</i> L., 1753	2013	<i>Geranium columbinum</i> L., 1753	2013
<i>Bromopsis erecta</i> (Huds.) Fourr., 1869	2013	<i>Geranium sanguineum</i> L., 1753	2013
<i>Bromus hordeaceus</i> L., 1753	2013	<i>Globularia bisnagarica</i> L., 1753	2017
<i>Buglossoides arvensis</i> (L.) I.M.Johnst., 1954	2001	<i>Gymnadenia conopsea</i> (L.) R.Br., 1813	1996
<i>Bupleurum baldense</i> Turra, 1764	2013	<i>Hedera helix</i> L., 1753	2013
<i>Buxus sempervirens</i> L., 1753	2013	<i>Helianthemum apenninum</i> (L.) Mill., 1768	2017
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik., 1792	2013	<i>Helianthemum canum</i> (L.) Baumg., 1816	2017
<i>Carex flacca</i> Schreb., 1771	2013	<i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Mill., 1768	1996
<i>Carex halleriana</i> Asso, 1779	2011	<i>Helichrysum stoechas</i> (L.) Moench, 1794	2017



<i>Carex humilis</i> Leyss., 1758	2017	<i>Helictochloa pratensis</i> (L.) Romero Zarco, 2011	1996
<i>Carlina vulgaris</i> L., 1753	2017	<i>Helleborus foetidus</i> L., 1753	1996
<i>Carthamus mitissimus</i> L., 1753	2013	<i>Himantoglossum hircinum</i> (L.) Spreng., 1826	2013
<i>Centaurea</i> L., 1753	2013	<i>Hippocrepis comosa</i> L., 1753	2013
<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill., 1799	2013	<i>Hypericum perforatum</i> L., 1753	2013
<i>Cerastium pumilum</i> Curtis, 1777	2001	<i>Hypochaeris radicata</i> L., 1753	2013
<i>Cirsium acaulon</i> (L.) Scop., 1769	2017	<i>Ilex aquifolium</i> L., 1753	2013

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
<i>Inula montana</i> L., 1753	2017	<i>Ranunculus parviflorus</i> L., 1758	2012
<i>Juniperus communis</i> L., 1753	2017	<i>Reseda lutea</i> L., 1753	2012
<i>Koeleria vallesiana</i> (Honck.) Gaudin, 1808	2017	<i>Rhamnus alaternus</i> L., 1753	2017
<i>Lactuca perennis</i> L., 1753	2013	<i>Rhamnus cathartica</i> L., 1753	2017
<i>Leontodon hispidus</i> L., 1753	2013	<i>Rhamnus saxatilis</i> Jacq., 1762	2013
<i>Ligustrum vulgare</i> L., 1753	2017	<i>Rhamnus saxatilis</i> subsp. <i>infectoria</i> (L.) P.Fourn., 1936	2012
<i>Linum austriacum</i> L., 1753	2012	<i>Rosa agrestis</i> Savi, 1798	2017
<i>Linum catharticum</i> L., 1753	2013	<i>Rosa canina</i> L., 1753	2017
<i>Linum suffruticosum</i> subsp. <i>appressum</i> (Caball.) Rivas Mart., 1978	2017	<i>Rosa micrantha</i> Borrer ex Sm., 1812	2013
<i>Lonicera xylosteum</i> L., 1753	1996	<i>Rosa rubiginosa</i> L., 1771	2001
<i>Lotus corniculatus</i> L., 1753	2013	<i>Rubia peregrina</i> L., 1753	2017
<i>Lycopsis arvensis</i> L., 1753	2012	<i>Rubus</i> L., 1753	2017
<i>Medicago minima</i> (L.) L., 1754	2017	<i>Ruscus aculeatus</i> L., 1753	2013
<i>Microthlaspi perfoliatum</i> (L.) F.K.Mey., 1973	2012	<i>Salvia pratensis</i> L., 1753	2013
<i>Myosotis arvensis</i> (L.) Hill, 1764	2013	<i>Saxifraga tridactylites</i> L., 1753	2012
<i>Myosotis ramosissima</i> Rochel, 1814	2001	<i>Scabiosa columbaria</i> L., 1753	2017
<i>Ononis pusilla</i> L., 1759	2017	<i>Schedonorus arundinaceus</i> (Schreb.) Dumort., 1824	2013
<i>Ononis striata</i> Gouan, 1773	2013	<i>Schoenus nigricans</i> L., 1753	2001
<i>Ophrys aranifera</i> Huds., 1778	2013	<i>Sedum album</i> L., 1753	1996
<i>Ophrys fusca</i> Link, 1800	2001	<i>Sedum ochroleucum</i> Chaix, 1785	2013
<i>Ophrys insectifera</i> L., 1753	2013	<i>Senecio vulgaris</i> L., 1753	2013
<i>Ophrys scolopax</i> Cav., 1793	2001	<i>Seseli montanum</i> L., 1753	2017
<i>Ophrys sulcata</i> Devillers & Devillers-Tersch., 1994	2012	<i>Sesleria caerulea</i> (L.) Ard., 1763	2017
<i>Ophrys virescens</i> M.Philippe, 1859	2001	<i>Sherardia arvensis</i> L., 1753	2013
<i>Orchis anthropophora</i> (L.) All., 1785	2012	<i>Sideritis hyssopifolia</i> subsp. <i>guillonii</i> (Timb.-Lagr.) Nyman, 1890	1996
<i>Orchis purpurea</i> Huds., 1762	2013	<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill, 1769	2017
<i>Orobanche gracilis</i> Sm., 1798	2017	<i>Sorbus domestica</i> L., 1753	2013
<i>Parietaria officinalis</i> L., 1753	2011	<i>Sorbus torminalis</i> (L.) Crantz, 1763	2017
<i>Picris hieracioides</i> L., 1753	2013	<i>Spiraea hypericifolia</i> subsp. <i>obovata</i> (Waldst. & Kit. ex Willd.) H.Huber, 1964	2013



<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862	2017	<i>Stachys recta</i> L., 1767	2013
<i>Pinus sylvestris</i> L., 1753	2017	<i>Succisa pratensis</i> Moench, 1794	2013
<i>Plantago lanceolata</i> L., 1753	2013	<i>Taraxacum erythrospermum</i> Andr. ex Besser, 1821	2013
<i>Platanthera chlorantha</i> (Custer) Rchb., 1828	2013	<i>Taraxacum tortilobum</i> Florstr., 1914	2017
<i>Polygala calcarea</i> F.W.Schultz, 1837	2001	<i>Teucrium botrys</i> L., 1753	2013
<i>Polygala vulgaris</i> L., 1753	2013	<i>Teucrium chamaedrys</i> L., 1753	2017
<i>Potentilla montana</i> Brot., 1804	2013	<i>Teucrium chamaedrys</i> subsp. <i>germanicum</i> (F.Herm.) Rech.f., 1941	2001
<i>Potentilla reptans</i> L., 1753	2013	<i>Teucrium montanum</i> L., 1753	2017
<i>Potentilla verna</i> L., 1753	2017	<i>Thesium humifusum</i> DC., 1815	2013
<i>Poterium sanguisorba</i> L., 1753	2013	<i>Thymus longicaulis</i> C.Presl, 1826	2017
<i>Prospero autumnale</i> (L.) Speta, 1982	2013	<i>Thymus praecox</i> Opiz, 1824	2013
<i>Prunella laciniata</i> (L.) L., 1763	1996	<i>Trifolium campestre</i> Schreb., 1804	2013
<i>Prunus mahaleb</i> L., 1753	2017	<i>Trifolium incarnatum</i> L., 1753	2012
<i>Prunus spinosa</i> L., 1753	2017	<i>Trifolium scabrum</i> L., 1753	2013
<i>Quercus pubescens</i> Willd., 1805	2017	<i>Trifolium striatum</i> L., 1753	2013
<i>Quercus robur</i> L., 1753	2017	<i>Trinia glauca</i> (L.) Dumort., 1827	2011
<i>Ranunculus bulbosus</i> L., 1753	2013	<i>Tulipa sylvestris</i> subsp. <i>australis</i> (Link) Pamp., 1914	2013
<i>Ranunculus gramineus</i> L., 1753	2013	<i>Tulipa sylvestris</i> subsp. <i>sylvestris</i> L., 1753	< 1950
<i>Ranunculus paludosus</i> Poir., 1789	2013	<i>Veronica arvensis</i> L., 1753	2013

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
<i>Veronica persica</i> Poir., 1808	2012	<i>Vincetoxicum hircynicum</i> Medik., 1790	2017
<i>Viburnum lantana</i> L., 1753	2017	<i>Viola arvensis</i> Murray, 1770	2012
<i>Vicia sativa</i> L., 1753	2013		

tertre de thouil

Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
<i>Acer campestre</i> L., 1753	2016	<i>Juniperus communis</i> L., 1753	2016
<i>Agrimonia eupatoria</i> L., 1753	2017	<i>Lathyrus latifolius</i> L., 1753	2017
<i>Anacamptis pyramidalis</i> (L.) Rich., 1817	2016	<i>Laurus nobilis</i> L., 1753	2016
<i>Aquilegia vulgaris</i> L., 1753	2016	<i>Leontodon hispidus</i> L., 1753	2016
<i>Arbutus unedo</i> L., 1753	2016	<i>Ligustrum vulgare</i> L., 1753	2016
<i>Asperula cynanchica</i> L., 1753	2017	<i>Limodorum abortivum</i> (L.) Sw., 1799	2000
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds., 1762	2016	<i>Linum catharticum</i> L., 1753	2016
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult., 1817	2017	<i>Linum tenuifolium</i> L., 1753	2016
<i>Briza media</i> L., 1753	2016	<i>Lonicera periclymenum</i> L., 1753	2016
<i>Briza minor</i> L., 1753	2017	<i>Lotus pedunculatus</i> Cav., 1793	2016



<i>Bromopsis erecta</i> (Huds.) Fourr., 1869	2017	<i>Medicago lupulina</i> L., 1753	2016
<i>Buglossoides purpureocaerulea</i> (L.) I.M.Johnst., 1954	2016	<i>Medicago polymorpha</i> L., 1753	2016
<i>Carex flacca</i> Schreb., 1771	2017	<i>Muscari comosum</i> (L.) Mill., 1768	2000
<i>Carex tomentosa</i> L., 1767	2016	<i>Neotinea ustulata</i> (L.) R.M.Bateman, Pridgeon & M.W.Chase, 1997	2000
<i>Carlina vulgaris</i> L., 1753	2017	<i>Neottia ovata</i> (L.) Bluff & Fingerh., 1837	2016
<i>Carthamus mitissimus</i> L., 1753	2017	<i>Ononis spinosa</i> subsp. <i>spinosa</i> L., 1753	2017
<i>Centaurium erythraea</i> Rafn, 1800	2017	<i>Ophrys apifera</i> Huds., 1762	2016
<i>Cervaria rivini</i> Gaertn., 1788	2017	<i>Ophrys aranifera</i> Huds., 1778	2016
<i>Cirsium acaulon</i> (L.) Scop., 1769	2016	<i>Ophrys insectifera</i> L., 1753	2016
<i>Cornus sanguinea</i> L., 1753	2017	<i>Ophrys scolopax</i> Cav., 1793	2016
<i>Cotoneaster coriaceus</i> Franch., 1890	2017	<i>Orchis anthropophora</i> (L.) All., 1785	2000
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq., 1775	2016	<i>Orchis purpurea</i> Huds., 1762	2016
<i>Dactylorhiza maculata</i> (L.) Soó, 1962	2016	<i>Origanum vulgare</i> L., 1753	2016
<i>Dactylorhiza maculata</i> subsp. <i>elodes</i> (Griseb.) Soó, 1962	2000	<i>Orobanche gracilis</i> Sm., 1798	2016
<i>Danthonia decumbens</i> (L.) DC., 1805	2017	<i>Orobanche</i> L., 1753	2017
<i>Dioscorea communis</i> (L.) Caddick & Wilkin, 2002	2016	<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862	2016
<i>Epipactis helleborine</i> (L.) Crantz, 1769	2016	<i>Pimpinella saxifraga</i> L., 1753	2017
<i>Erica scoparia</i> L., 1753	2016	<i>Pinus pinaster</i> Aiton, 1789	2016
<i>Eryngium campestre</i> L., 1753	2017	<i>Platanthera bifolia</i> (L.) Rich., 1817	2016
<i>Euphorbia illirica</i> Lam., 1788	2016	<i>Platanthera chlorantha</i> (Custer) Rchb., 1828	2016
<i>Euphorbia stricta</i> L., 1759	2000	<i>Platanthera x hybrida</i> Brügger, 1882	2016
<i>Euphrasia nemorosa</i> (Pers.) Wallr., 1815	2016	<i>Polygala calcarea</i> F.W.Schultz, 1837	2017
<i>Festuca marginata</i> (Hack.) K.Richt., 1890	2016	<i>Potentilla verna</i> L., 1753	2016
<i>Filipendula vulgaris</i> Moench, 1794	2016	<i>Poterium sanguisorba</i> L., 1753	2017
<i>Fraxinus excelsior</i> L., 1753	2016	<i>Prunella laciniata</i> (L.) L., 1763	2017
<i>Fraxinus ornus</i> L., 1753	2016	<i>Prunus spinosa</i> L., 1753	2000
<i>Fumana procumbens</i> (Dunal) Gren. & Godr., 1847	2016	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn, 1879	2016
<i>Galium album</i> Mill., 1768	2017	<i>Pulicaria dysenterica</i> (L.) Bernh., 1800	2016
<i>Galium pumilum</i> Murray, 1770	2017	<i>Quercus cerris</i> L., 1753	2016
<i>Galium timeroyi</i> Jord., 1846	2016	<i>Quercus pubescens</i> Willd., 1805	2016
<i>Globularia bisnagarica</i> L., 1753	2017	<i>Reseda lutea</i> L., 1753	2016
<i>Gymnadenia conopsea</i> (L.) R.Br., 1813	2016	<i>Rhinanthus angustifolius</i> C.C.Gmel., 1806	2000
<i>Hedera helix</i> L., 1753	2017	<i>Rhinanthus minor</i> L., 1756	2016
<i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Mill., 1768	2017	<i>Rosa arvensis</i> Huds., 1762	2000
<i>Helichrysum stoechas</i> (L.) Moench, 1794	2016	<i>Rosa canina</i> L., 1753	2017
<i>Himantoglossum hircinum</i> (L.) Spreng., 1826	2016	<i>Rosa sempervirens</i> L., 1753	2017
<i>Hippocrepis comosa</i> L., 1753	2017	<i>Rubia peregrina</i> L., 1753	2017
<i>Inula salicina</i> L., 1753	2017	<i>Salvia pratensis</i> L., 1753	2016
<i>Iris foetidissima</i> L., 1753	2016	<i>Scabiosa columbaria</i> L., 1753	2017
<i>Jacobaea erucifolia</i> (L.) G.Gaertn., B.Mey. & Scherb., 1801	2017	<i>Scorzonera humilis</i> L., 1753	2016
<i>Juncus effusus</i> L., 1753	2016	<i>Serapias lingua</i> L., 1753	2000



Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
<i>Seseli montanum</i> L., 1753	2016	<i>Thymus drucei</i> Ronniger, 1924	2016
<i>Silaum silaus</i> (L.) Schinz & Thell., 1915	2016	<i>Thymus longicaulis</i> C.Presl, 1826	2017
<i>Sorbus domestica</i> L., 1753	2000	<i>Thymus polytrichus</i> A.Kern. ex Borbás, 1890	2016
<i>Sorbus torminalis</i> (L.) Crantz, 1763	2017	<i>Trifolium campestre</i> Schreb., 1804	2016
<i>Stachelina dubia</i> L., 1753	2016	<i>Ulmus minor</i> Mill., 1768	2000
<i>Succisa pratensis</i> Moench, 1794	2016	<i>Viburnum lantana</i> L., 1753	2017
<i>Taxus baccata</i> L., 1753	2016	<i>Viburnum tinus</i> L., 1753	2016
<i>Teucrium chamaedrys</i> L., 1753	2016	<i>Viola hirta</i> L., 1753	2017
<i>Thesium humifusum</i> DC., 1815	2016		

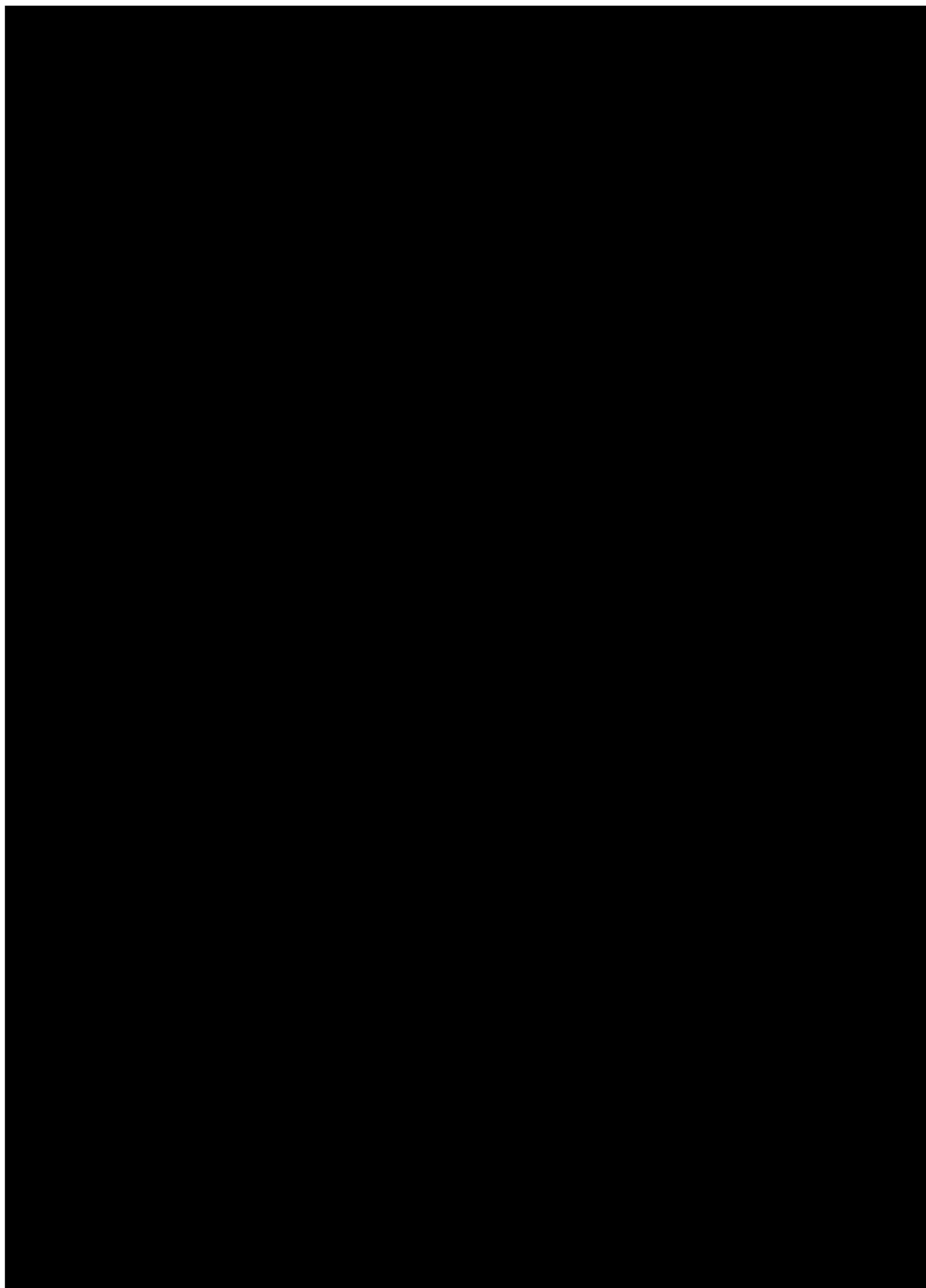
vallee du boudouyssou

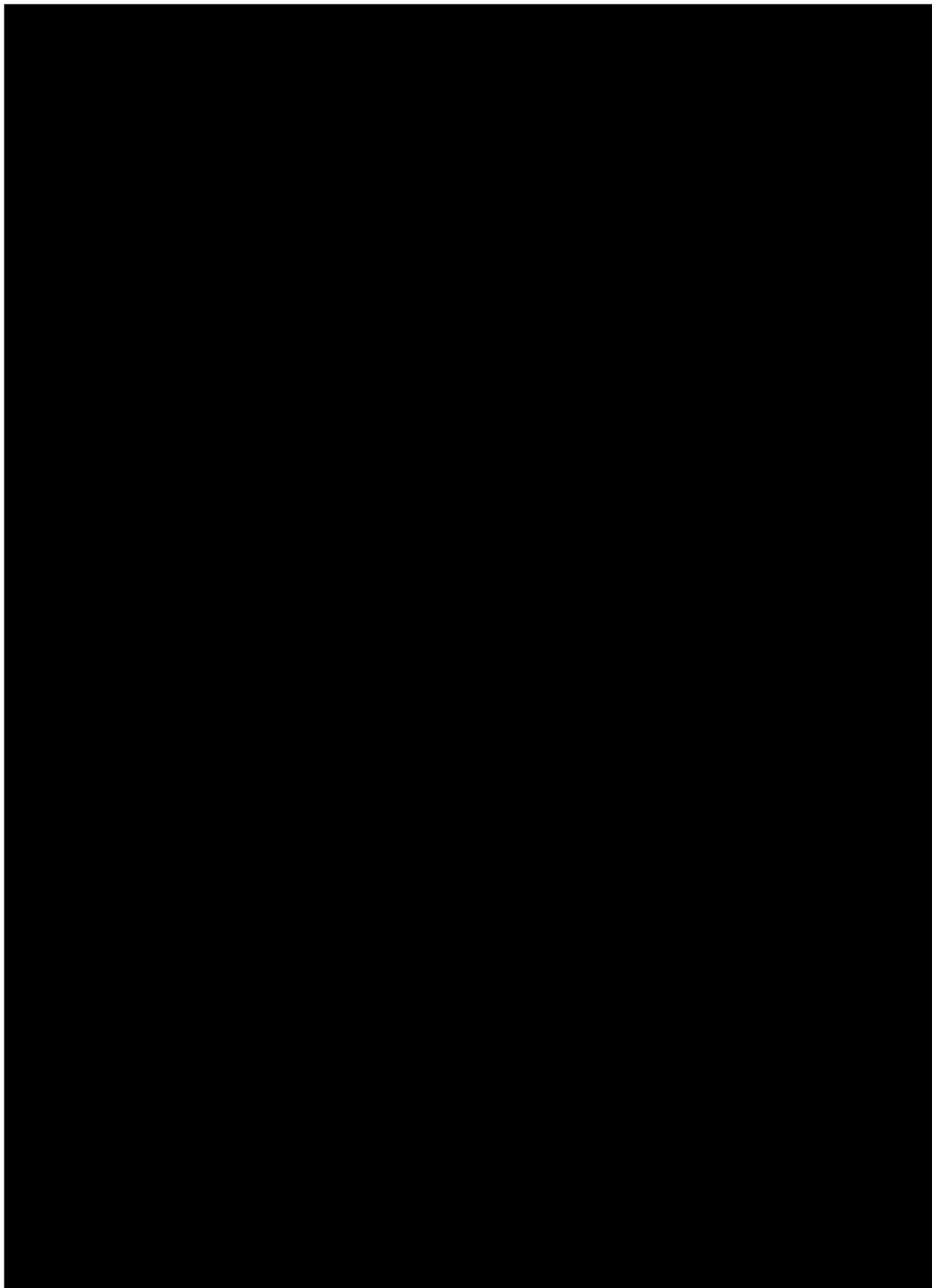
Nom scientifique des taxons	Date dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date dernière observation
<i>Acer monspessulanum</i> L., 1753	2017	<i>Linum strictum</i> L., 1753	2017
<i>Ajuga chamaepitys</i> (L.) Schreb., 1773	2017	<i>Linum suffruticosum</i> subsp. <i>appressum</i> (Caball.) Rivas Mart., 1978	2017
<i>Alyssum</i> L., 1753	2017	<i>Linum tenuifolium</i> L., 1753	1995
<i>Anacamptis pyramidalis</i> (L.) Rich., 1817	2014	<i>Lonicera etrusca</i> Santi, 1795	2017
<i>Anthericum liliago</i> L., 1753	2014	<i>Lotus hispidus</i> Desf. ex DC., 1805	2013
<i>Anthyllis vulneraria</i> L., 1753	2014	<i>Medicago minima</i> (L.) L., 1754	2014
<i>Arenaria serpyllifolia</i> L., 1753	2014	<i>Melica ciliata</i> subsp. <i>ciliata</i> L., 1753	2017
<i>Argyrobolium zanonii</i> (Turra) P.W.Ball, 1968	2017	<i>Minuartia hybrida</i> (Vill.) Schischk., 1936	2017
<i>Asperula cynanchica</i> L., 1753	2013	<i>Muscari comosum</i> (L.) Mill., 1768	2017
<i>Aster amellus</i> L., 1753	2013	<i>Odontites luteus</i> (L.) Clairv., 1811	2017
<i>Bituminaria bituminosa</i> (L.) C.H.Stirt., 1981	2017	<i>Ononis pusilla</i> L., 1759	2017
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds., 1762	2017	<i>Ophrys</i> cf. <i>sulcata</i> Devillers & Devillers-Tersch., 1994	2014
<i>Bombycilaena erecta</i> (L.) Smoljan., 1955	2017	<i>Ophrys insectifera</i> L., 1753	2014
<i>Brachypodium distachyon</i> (L.) P.Beauv., 1812	2017	<i>Ophrys scolopax</i> Cav., 1793	1995
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult., 1817	2017	<i>Origanum vulgare</i> L., 1753	2017
<i>Bromopsis erecta</i> (Huds.) Fourr., 1869	2017	<i>Orobanche alba</i> Stephan ex Willd., 1800	2014
<i>Bupleurum baldense</i> Turra, 1764	2017	<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip., 1862	2017
<i>Carex halleriana</i> Asso, 1779	2017	<i>Pimpinella saxifraga</i> L., 1753	2017
<i>Carthamus mitissimus</i> L., 1753	2017	<i>Pistacia terebinthus</i> L., 1753	2017
<i>Catananche caerulea</i> L., 1753	1995	<i>Platanthera chlorantha</i> (Custer) Rchb., 1828	1995
<i>Catapodium rigidum</i> (L.) C.E.Hubb., 1953	2017	<i>Polygala calcarea</i> F.W.Schultz, 1837	2014
<i>Cerastium</i> L., 1753	2013	<i>Potentilla verna</i> L., 1753	2017
<i>Convolvulus cantabrica</i> L., 1753	2017	<i>Poterium sanguisorba</i> L., 1753	2017
<i>Coriaria myrtifolia</i> L., 1753	2014	<i>Prunus mahaleb</i> L., 1753	2017
<i>Cornus mas</i> L., 1753	2017	<i>Prunus spinosa</i> L., 1753	2014
<i>Cornus sanguinea</i> L., 1753	2017	<i>Quercus pubescens</i> Willd., 1805	2017

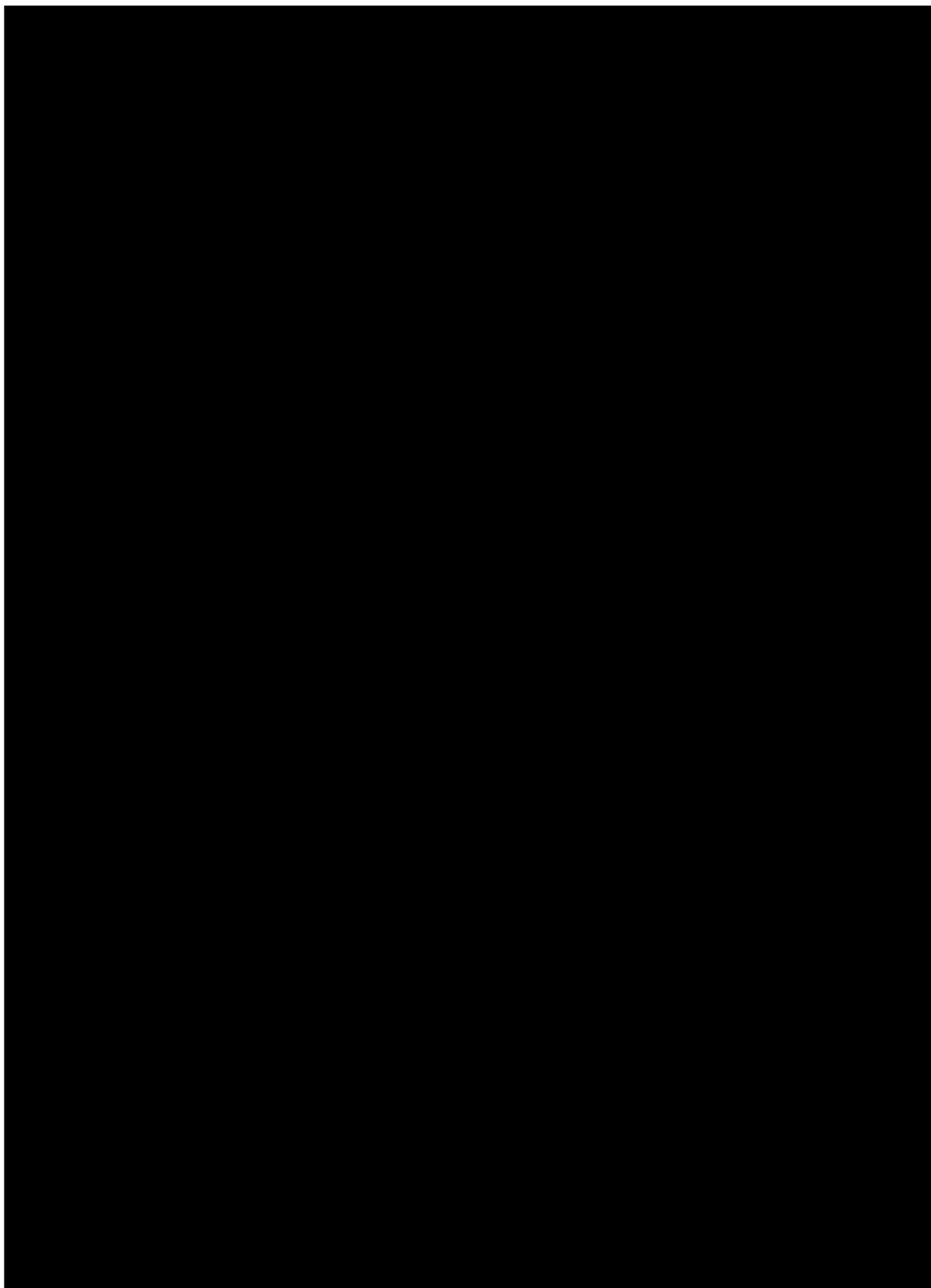


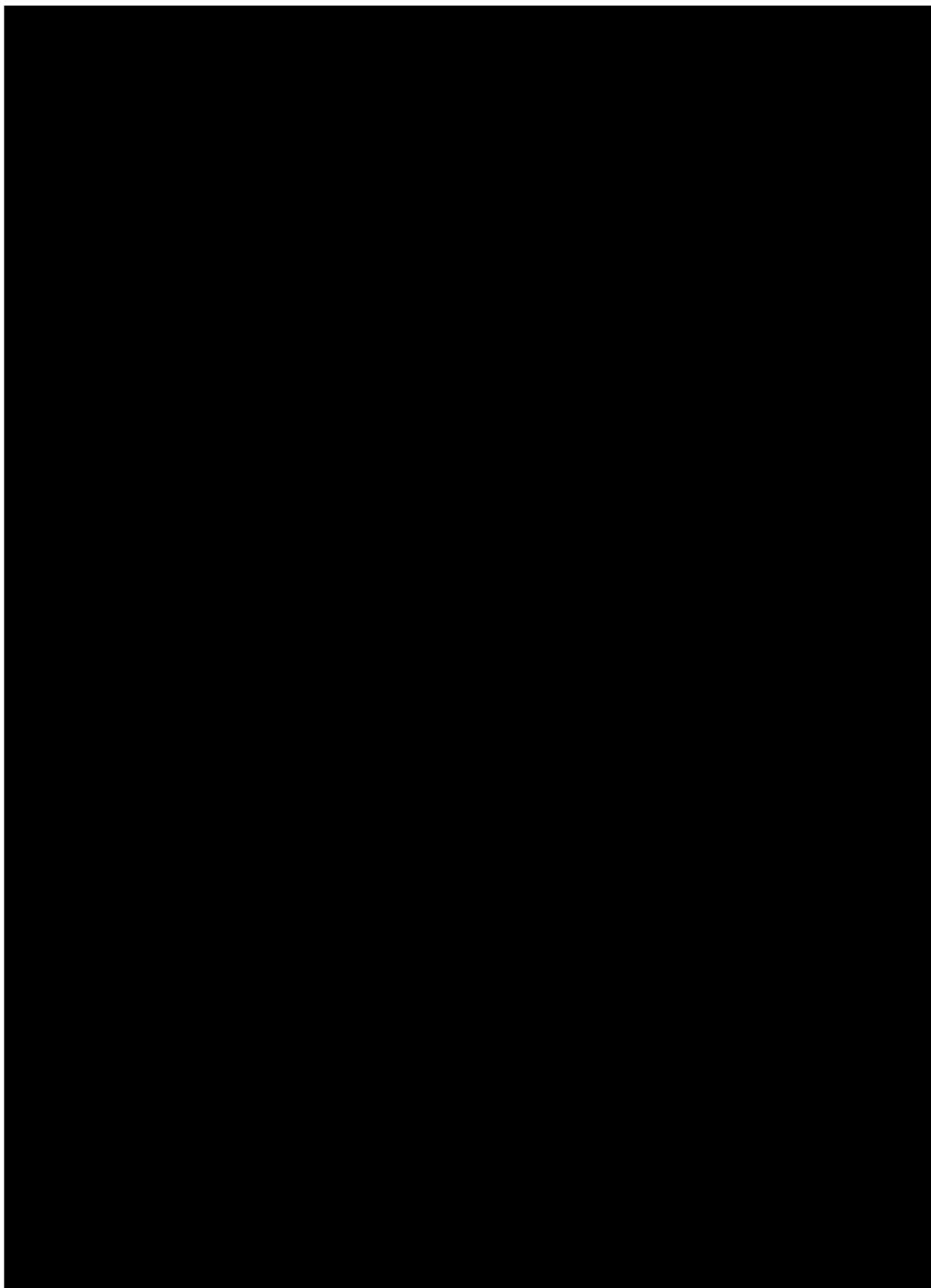
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq., 1775	2017	<i>Rhamnus alaternus</i> L., 1753	2017
<i>Dioscorea communis</i> (L.) Caddick & Wilkin, 2002	2017	<i>Rhaponticum coniferum</i> (L.) Greuter, 2003	2014
<i>Dorycnium pentaphyllum</i> Scop., 1772	2017	<i>Rosa canina</i> L., 1753	2017
<i>Echium vulgare</i> L., 1753	2017	<i>Rosa rubiginosa</i> L., 1771	2017
<i>Erodium cicutarium</i> subsp. <i>cicutarium</i> (L.) L'Hér., 1789	2017	<i>Rubia peregrina</i> L., 1753	2017
<i>Eryngium campestre</i> L., 1753	2017	<i>Scabiosa columbaria</i> L., 1753	2017
<i>Euphorbia exigua</i> L., 1753	2017	<i>Sedum ochroleucum</i> Chaix, 1785	2013
<i>Festuca auquieri</i> Kerguelén, 1979	2017	<i>Sedum sediforme</i> (Jacq.) Pau, 1909	2017
<i>Fraxinus excelsior</i> L., 1753	2017	<i>Seseli montanum</i> L., 1753	2017
<i>Fumana procumbens</i> (Dunal) Gren. & Godr., 1847	2017	<i>Sesleria caerulea</i> (L.) Ard., 1763	2017
<i>Galium pumilum</i> Murray, 1770	2017	<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill, 1769	2017
<i>Genista pilosa</i> L., 1753	1995	<i>Sorbus aria</i> (L.) Crantz, 1763	2017
<i>Globularia bisnagarica</i> L., 1753	2017	<i>Sorbus torminalis</i> (L.) Crantz, 1763	2017
<i>Hedera helix</i> L., 1753	2017	<i>Spartium junceum</i> L., 1753	1995
<i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Mill., 1768	2017	<i>Stachys recta</i> L., 1767	2017
<i>Helichrysum stoechas</i> (L.) Moench, 1794	2017	<i>Stachelina dubia</i> L., 1753	2017
<i>Hippocrepis comosa</i> L., 1753	2017	<i>Tanacetum corymbosum</i> (L.) Sch.Bip., 1844	2014
<i>Hornungia petraea</i> (L.) Rchb., 1838	2014	<i>Taraxacum</i> F.H.Wigg.	2017
<i>Hypericum perforatum</i> L., 1753	2017	<i>Teucrium chamaedrys</i> L., 1753	2017
<i>Inula montana</i> L., 1753	2017	<i>Teucrium montanum</i> L., 1753	2017
<i>Juniperus communis</i> L., 1753	2017	<i>Thymus longicaulis</i> C.Presl, 1826	2017
<i>Koeleria vallesiana</i> (Honck.) Gaudin, 1808	2017	<i>Thymus praecox</i> Opiz, 1824	2014
<i>Leontodon crispus</i> Vill., 1779	2014	<i>Trifolium campestre</i> Schreb., 1804	2014
<i>Leontodon hispidus</i> L., 1753	2017	<i>Viburnum lantana</i> L., 1753	2017

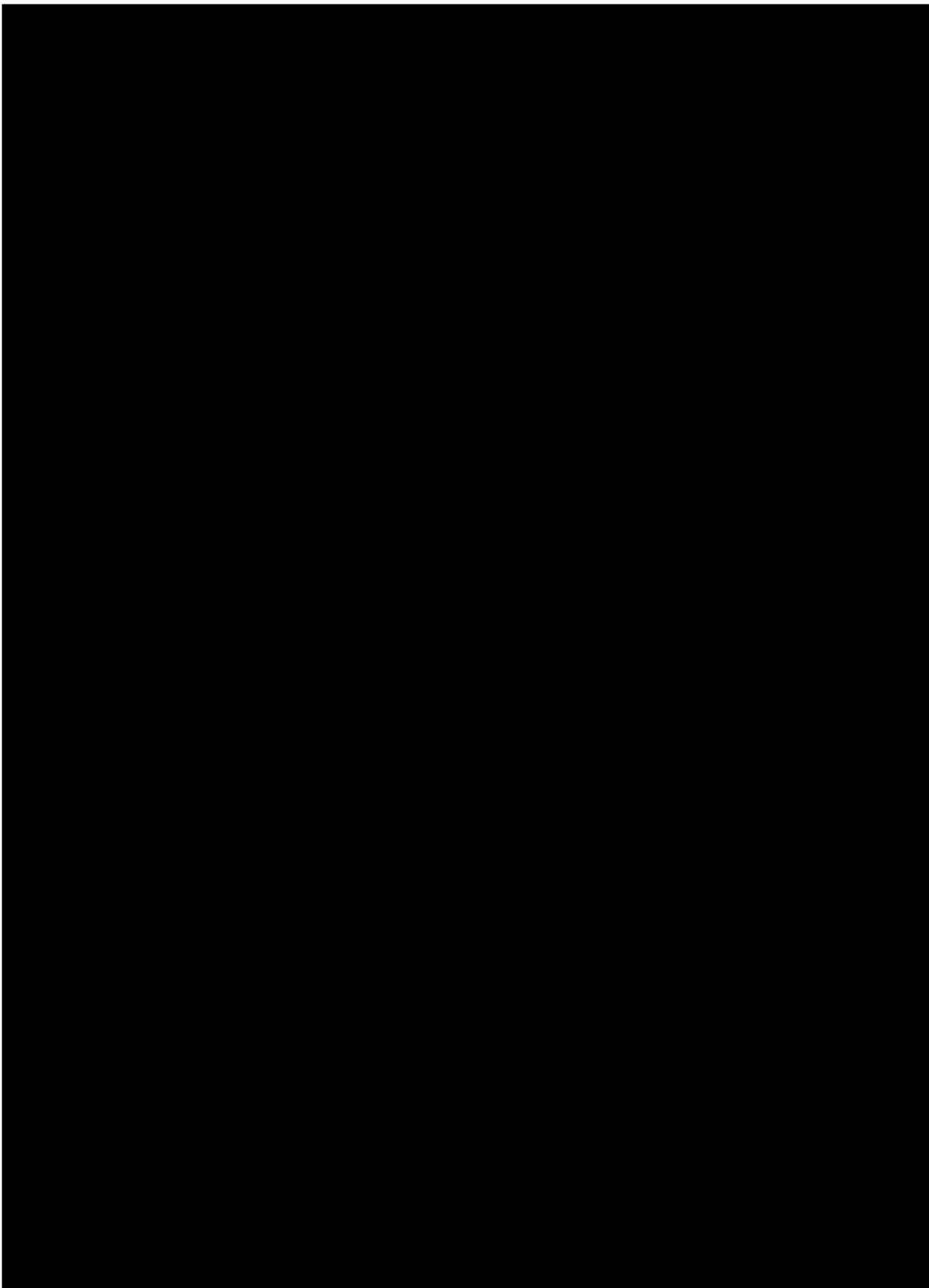
Annexe. 9. Positionnement des transects pour les suivis des lépidoptères en pelouse calcicole

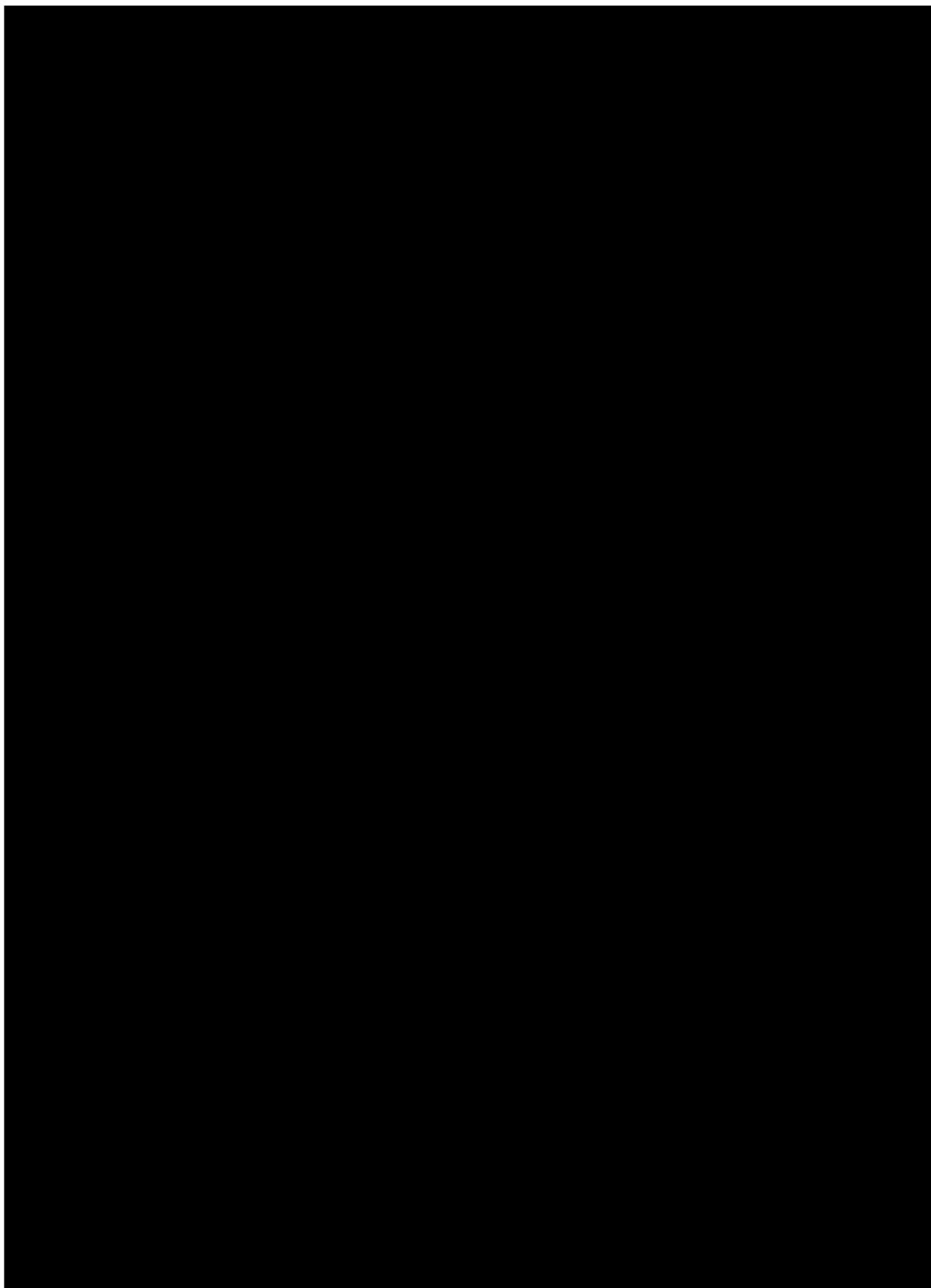


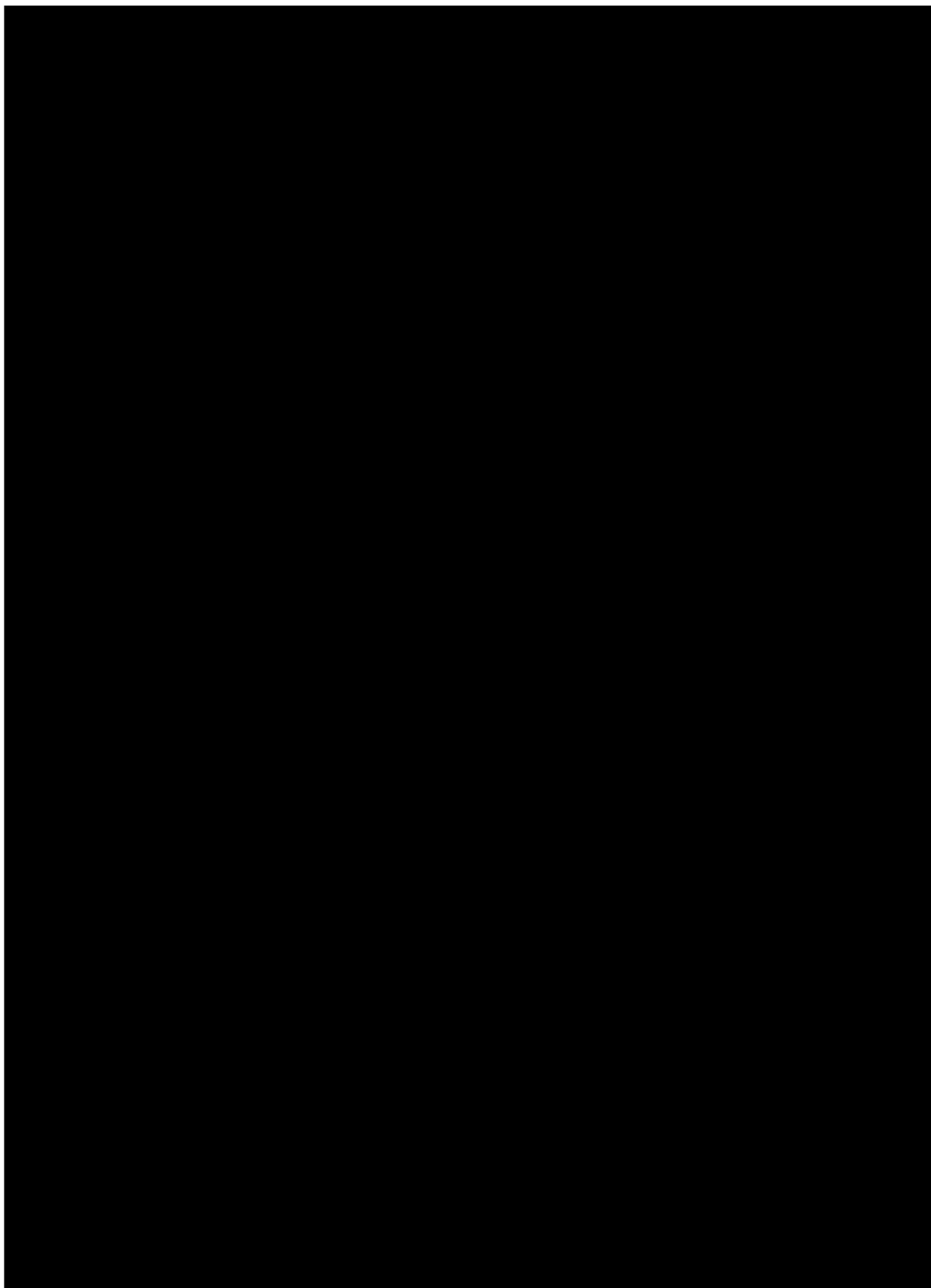


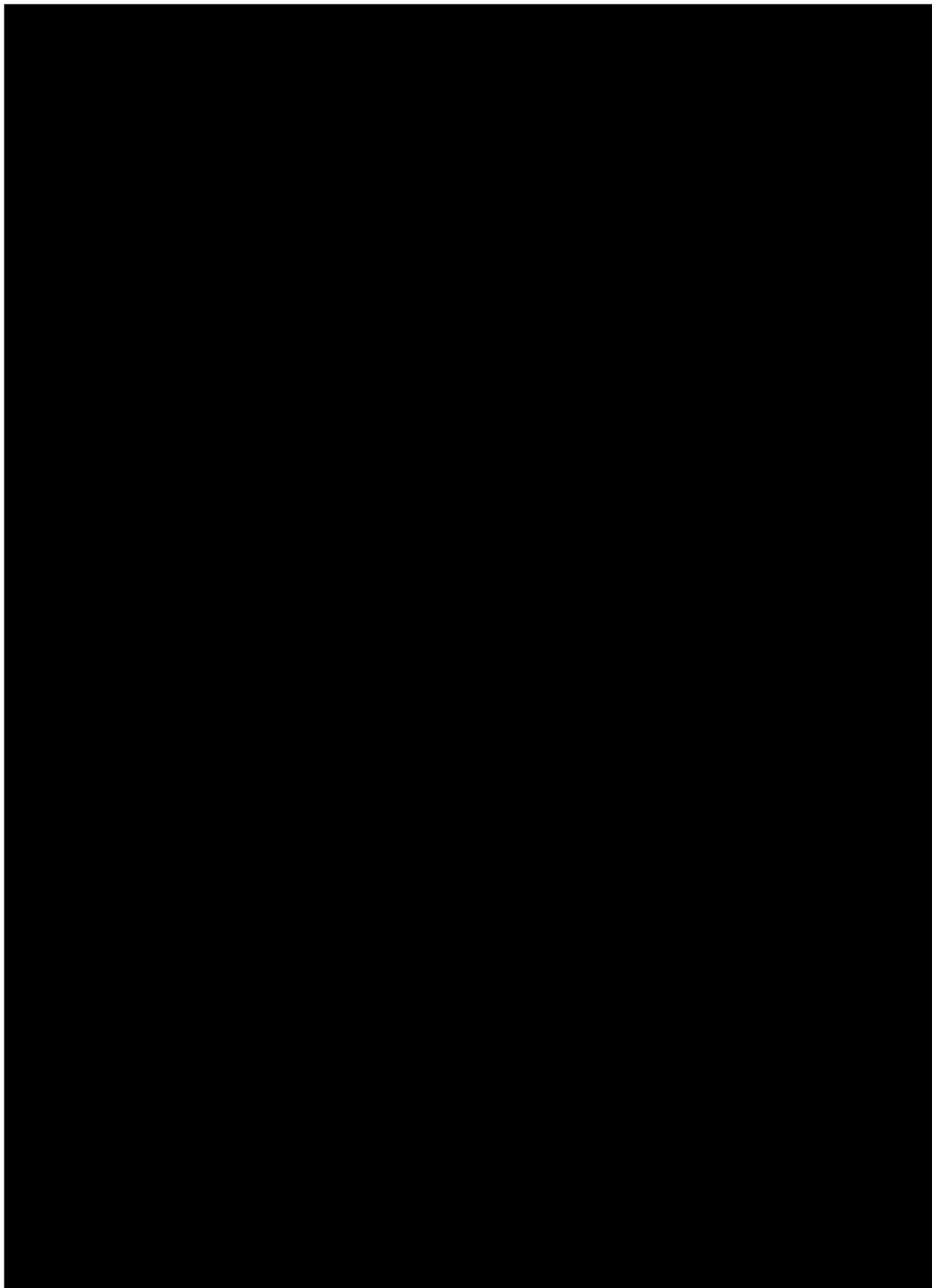


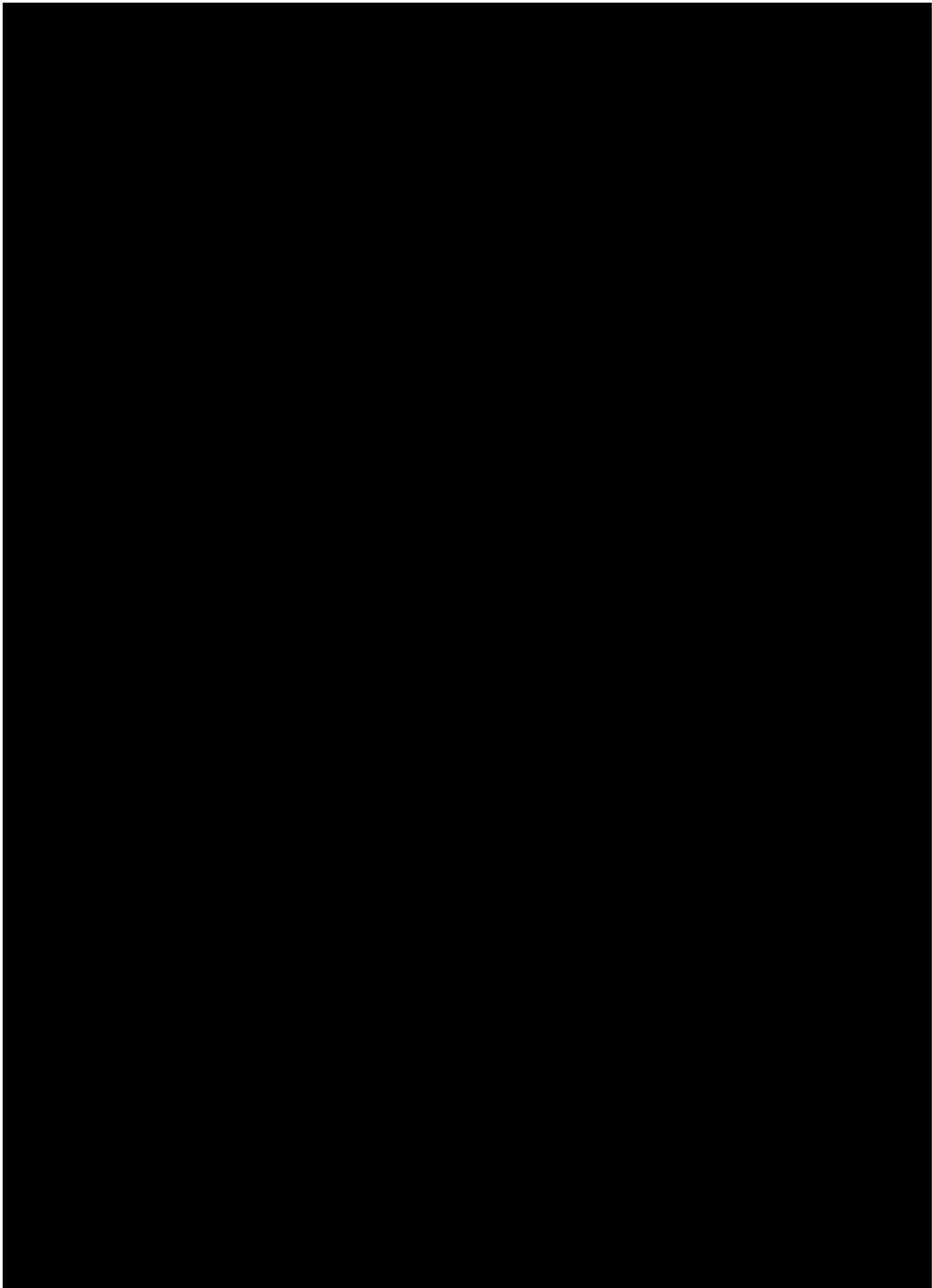


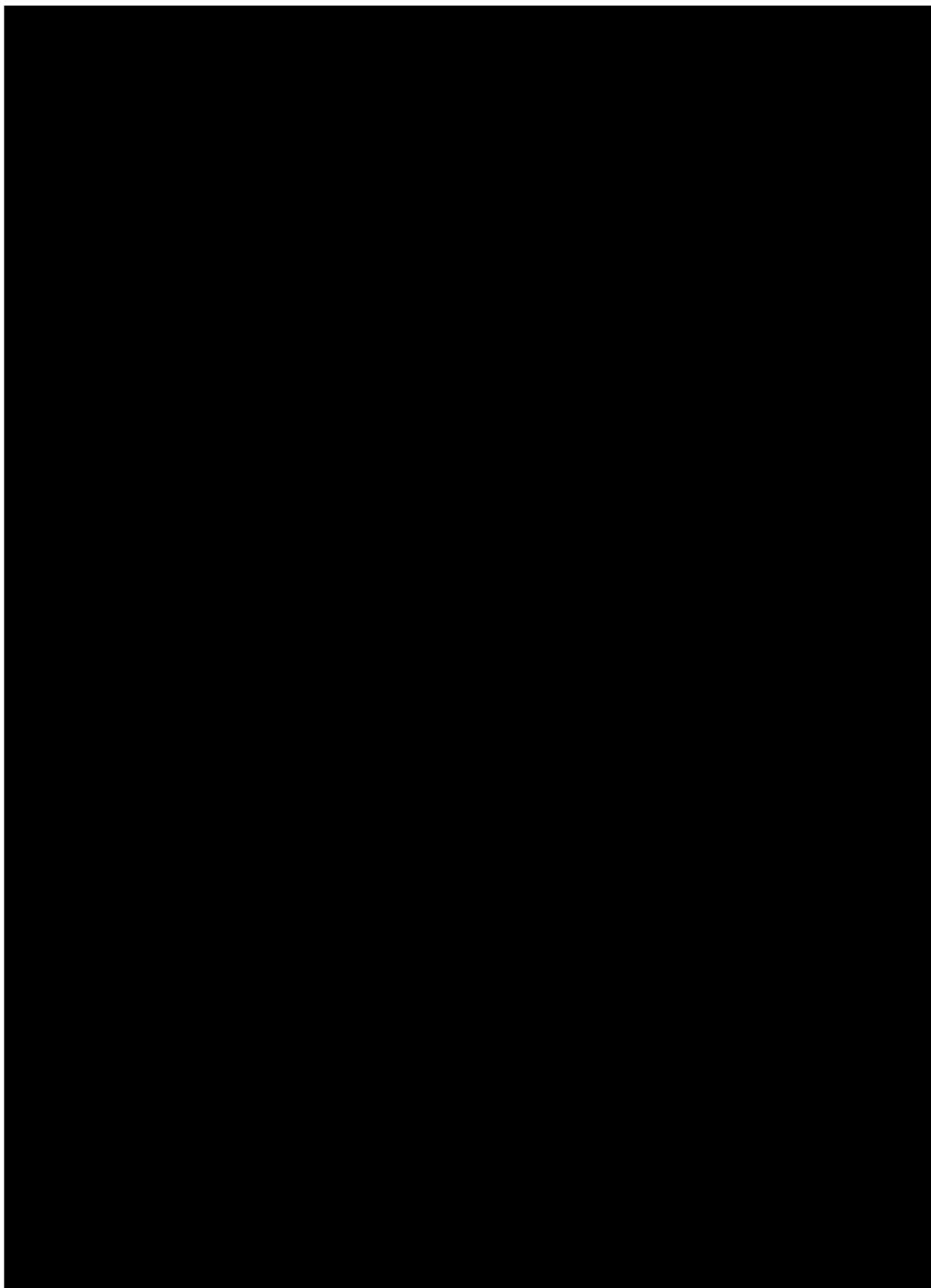


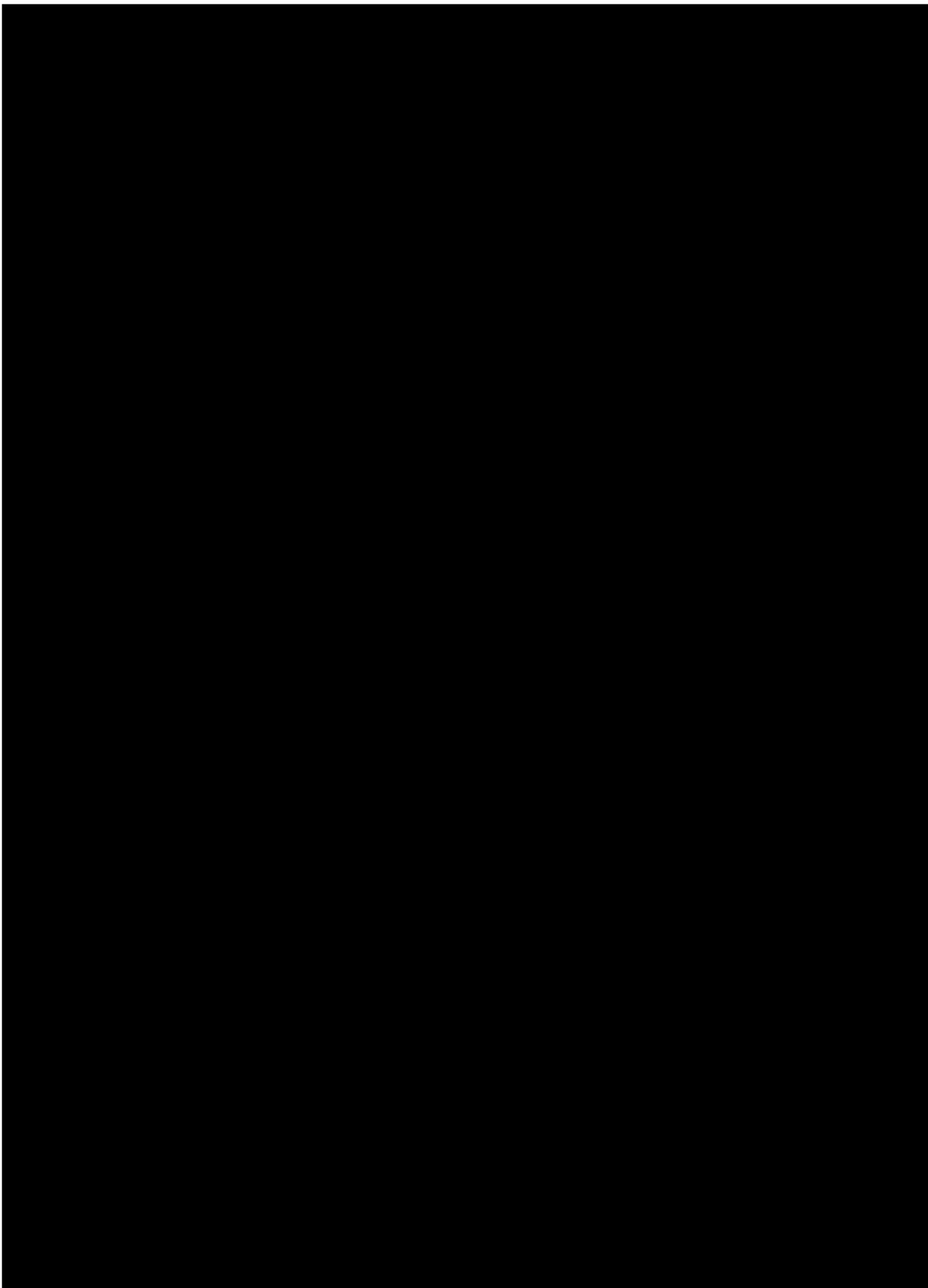


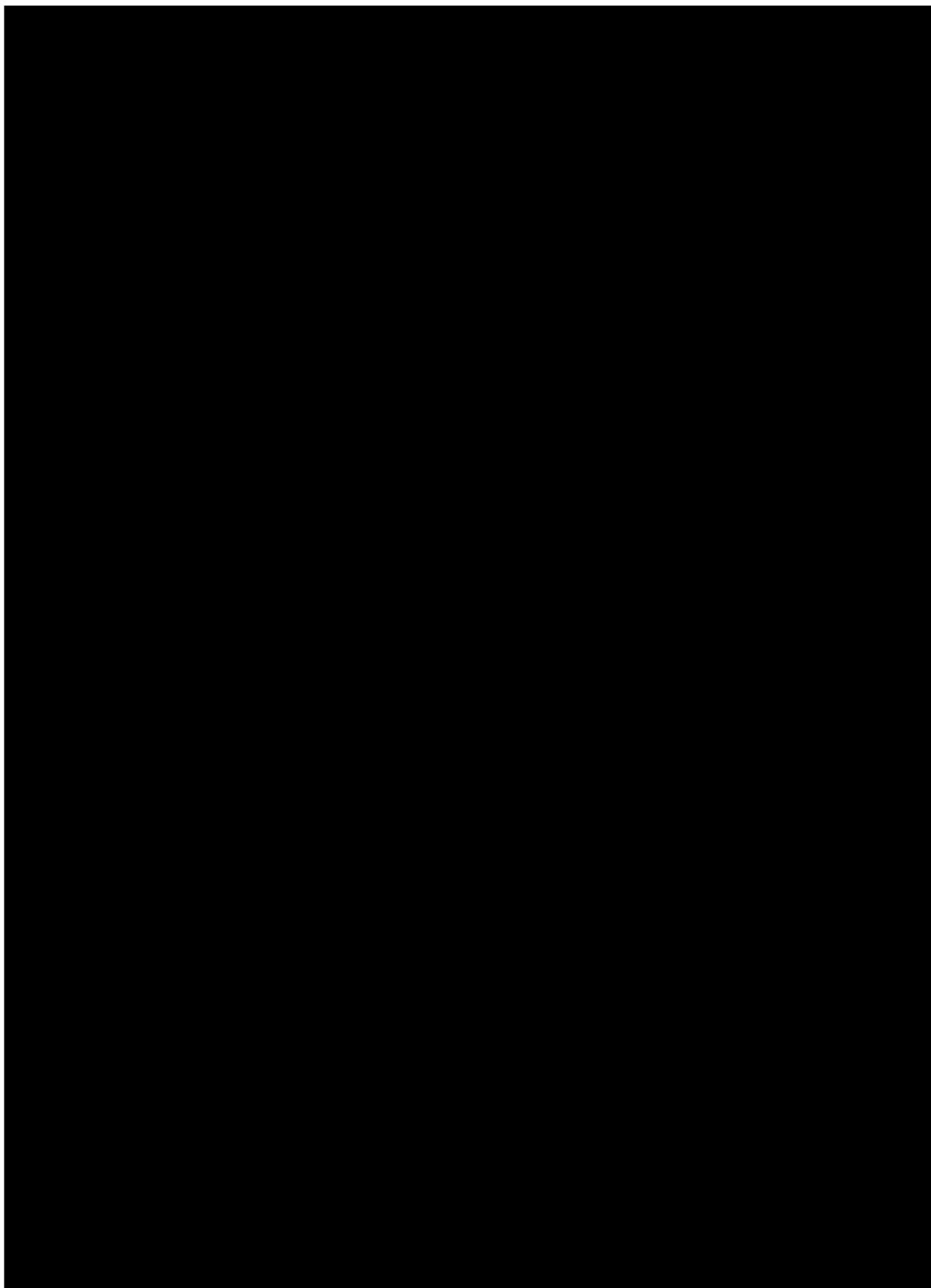


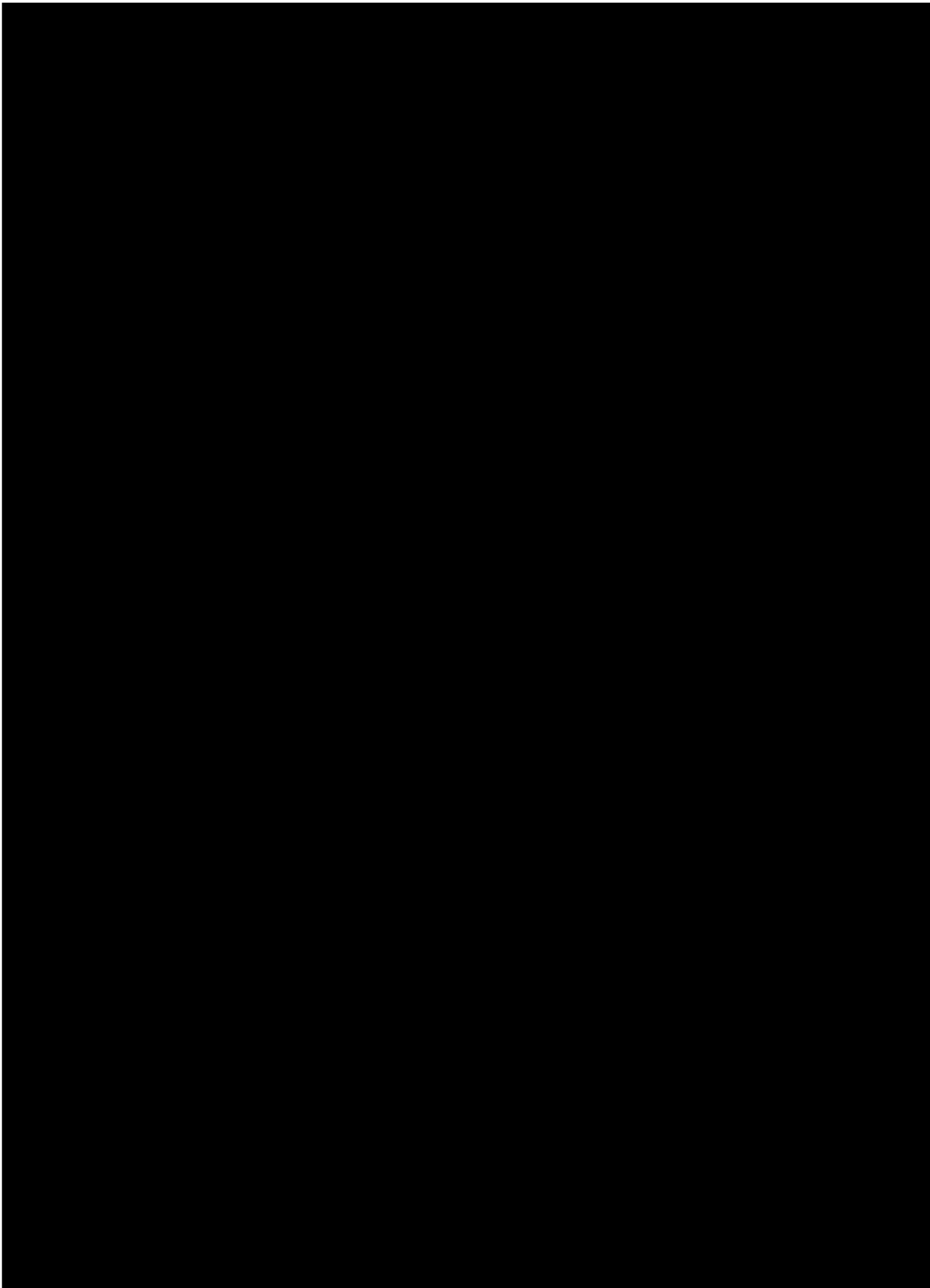


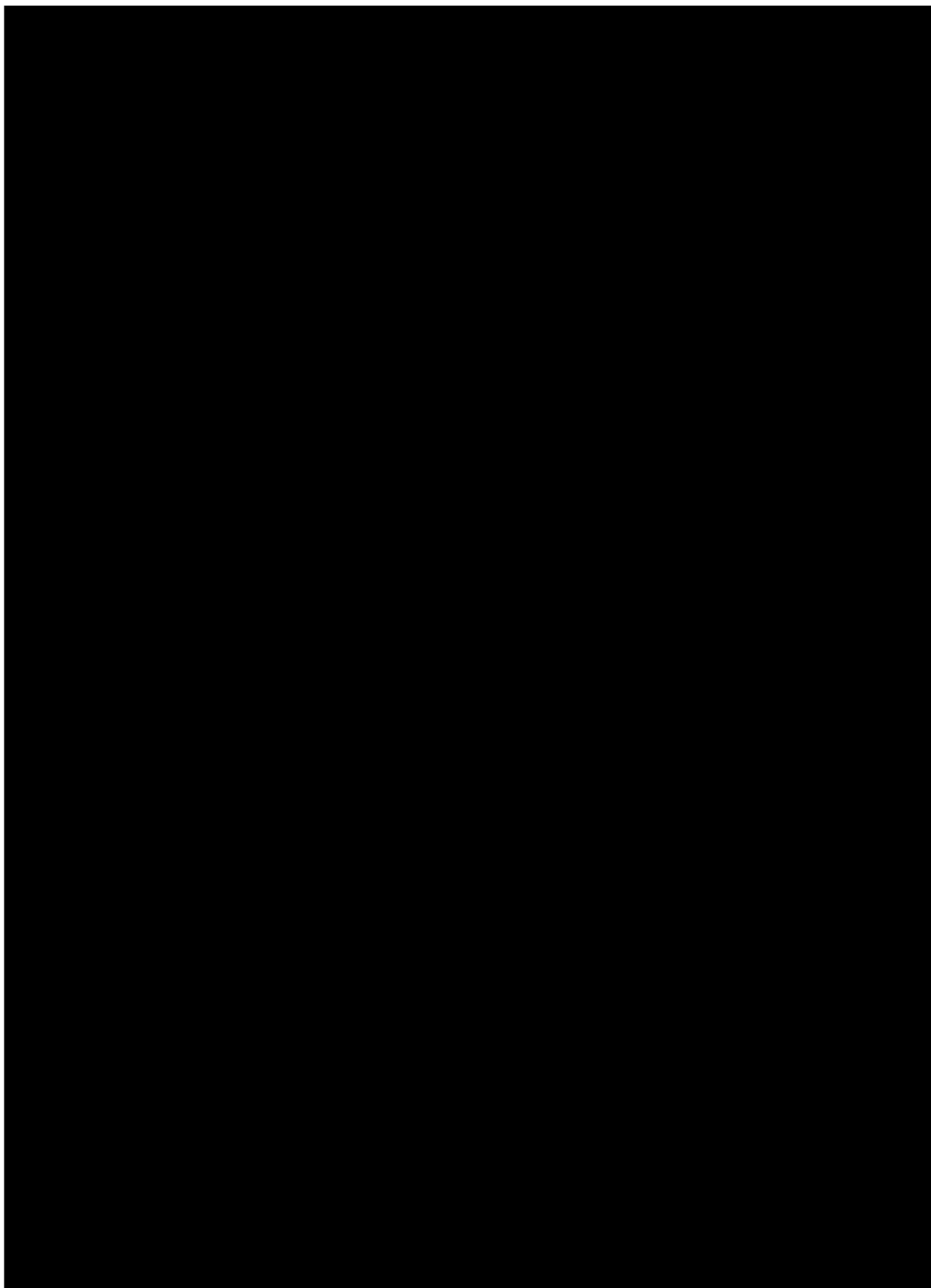


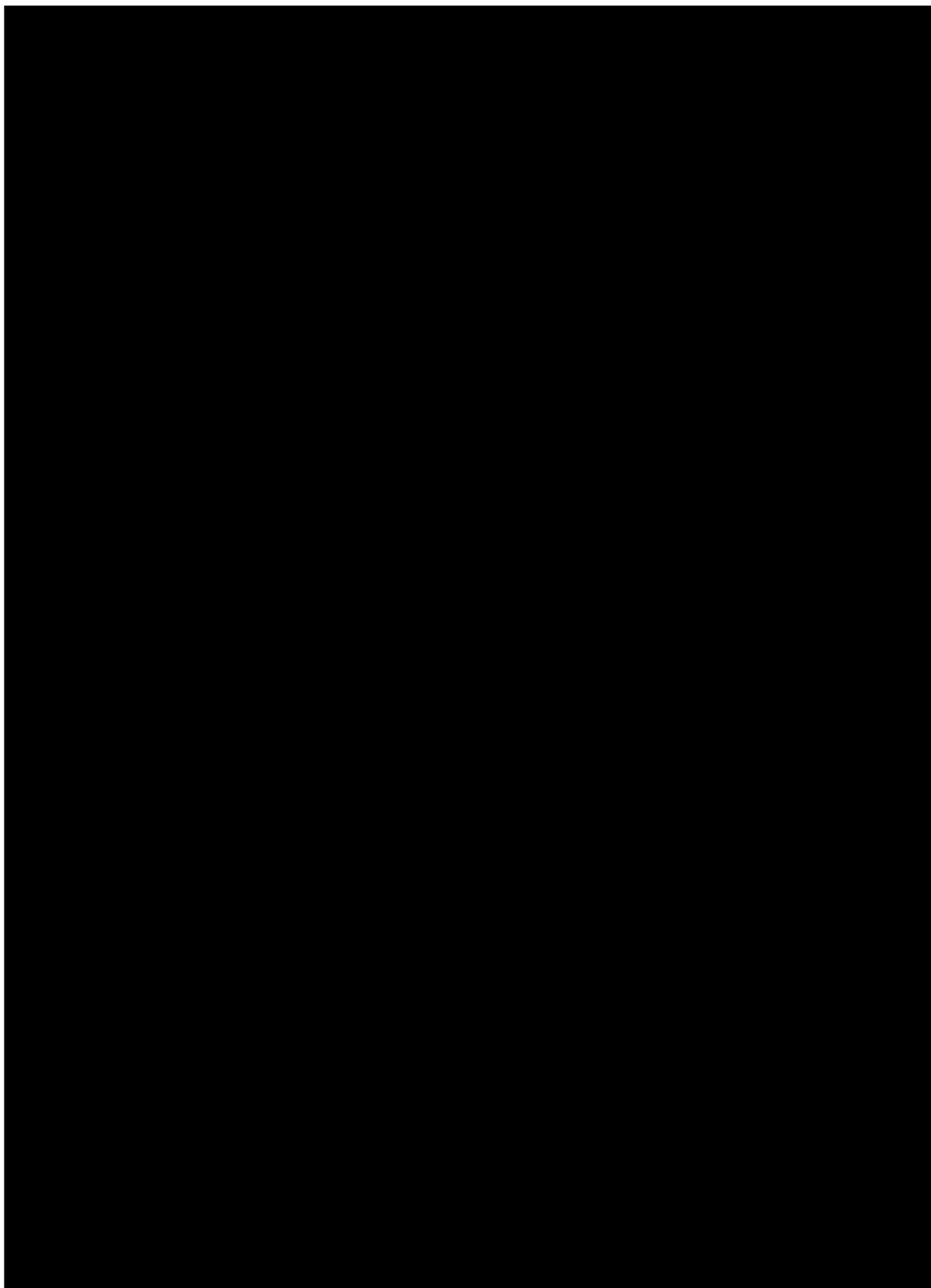


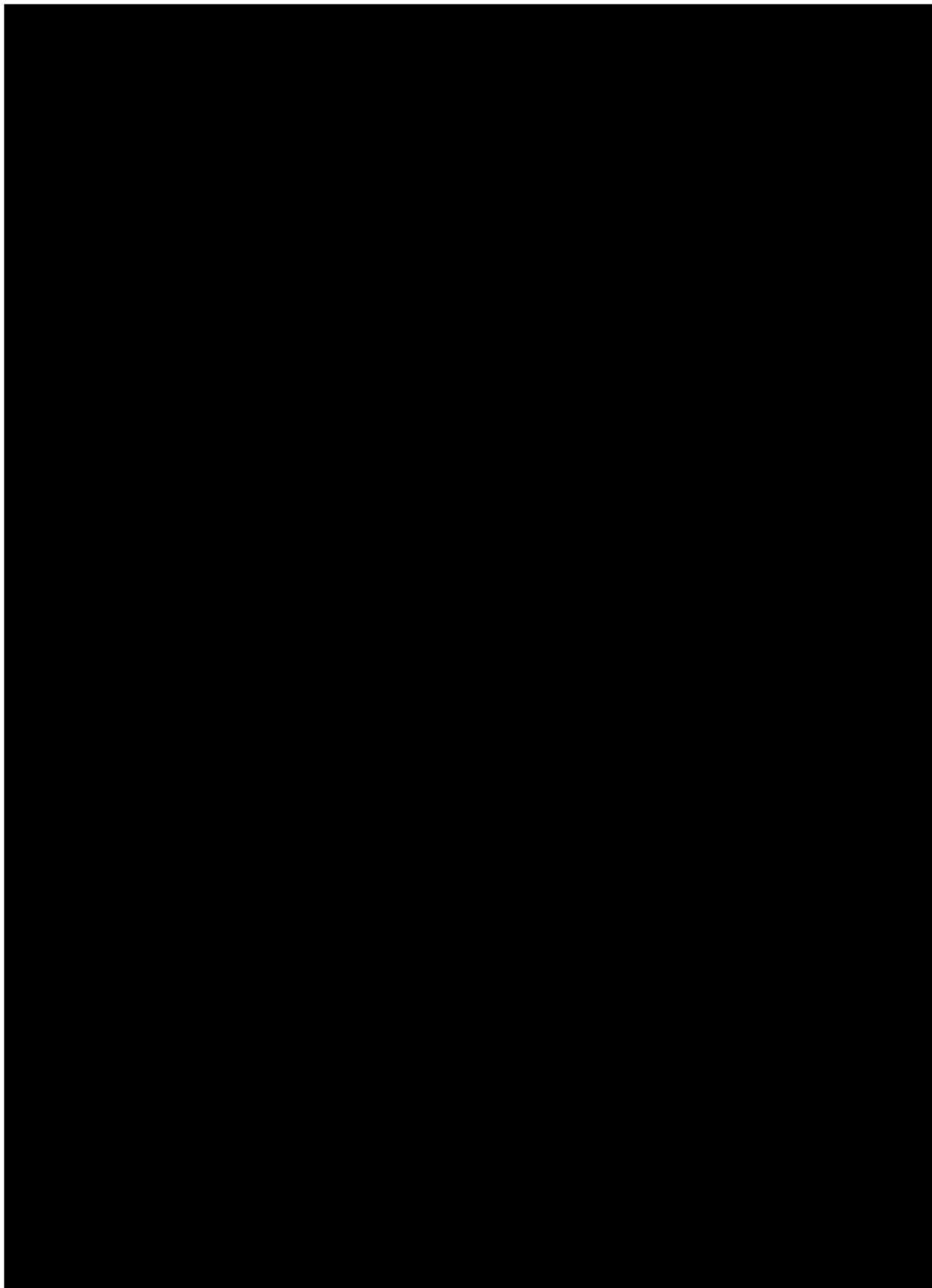


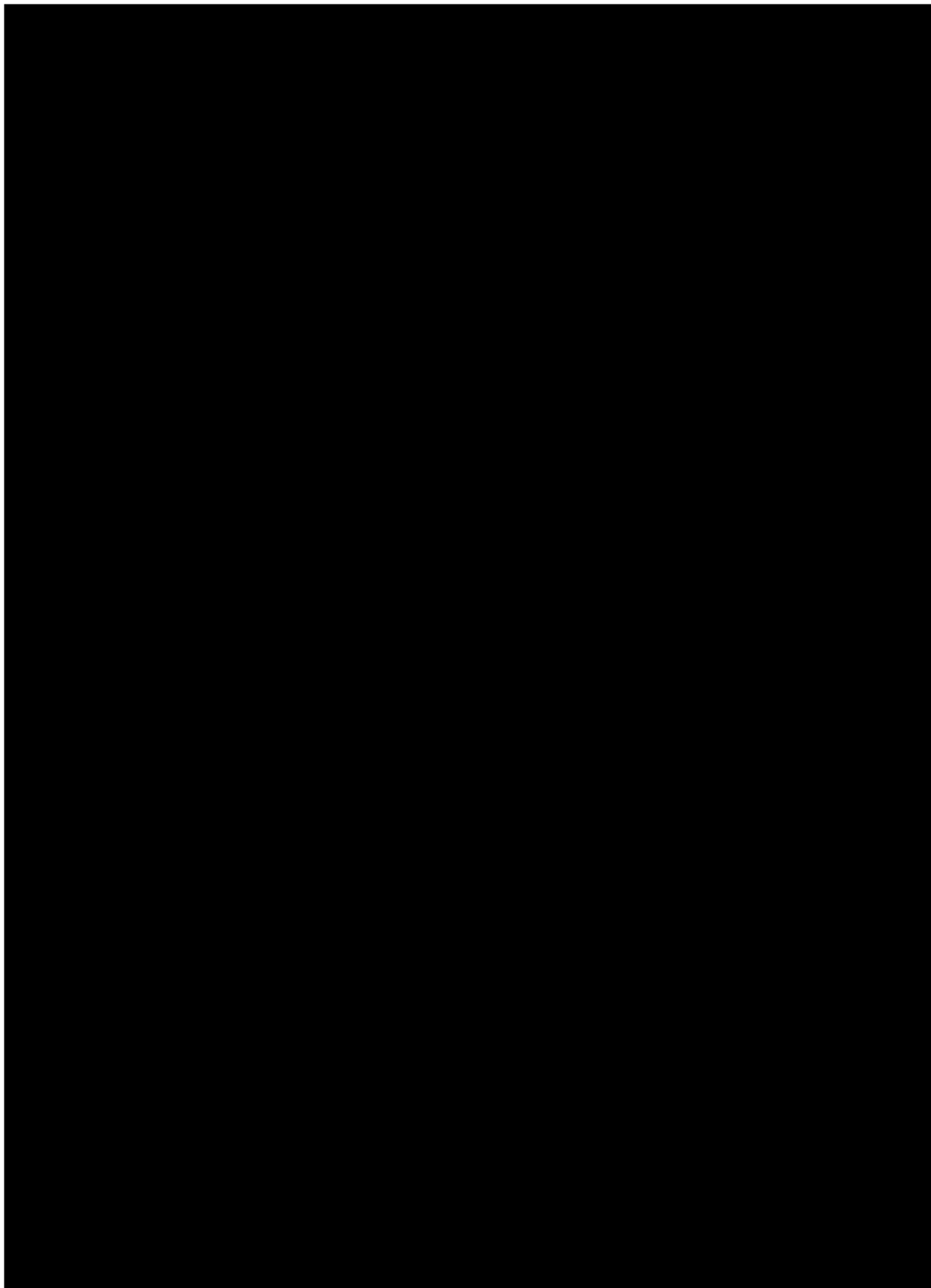


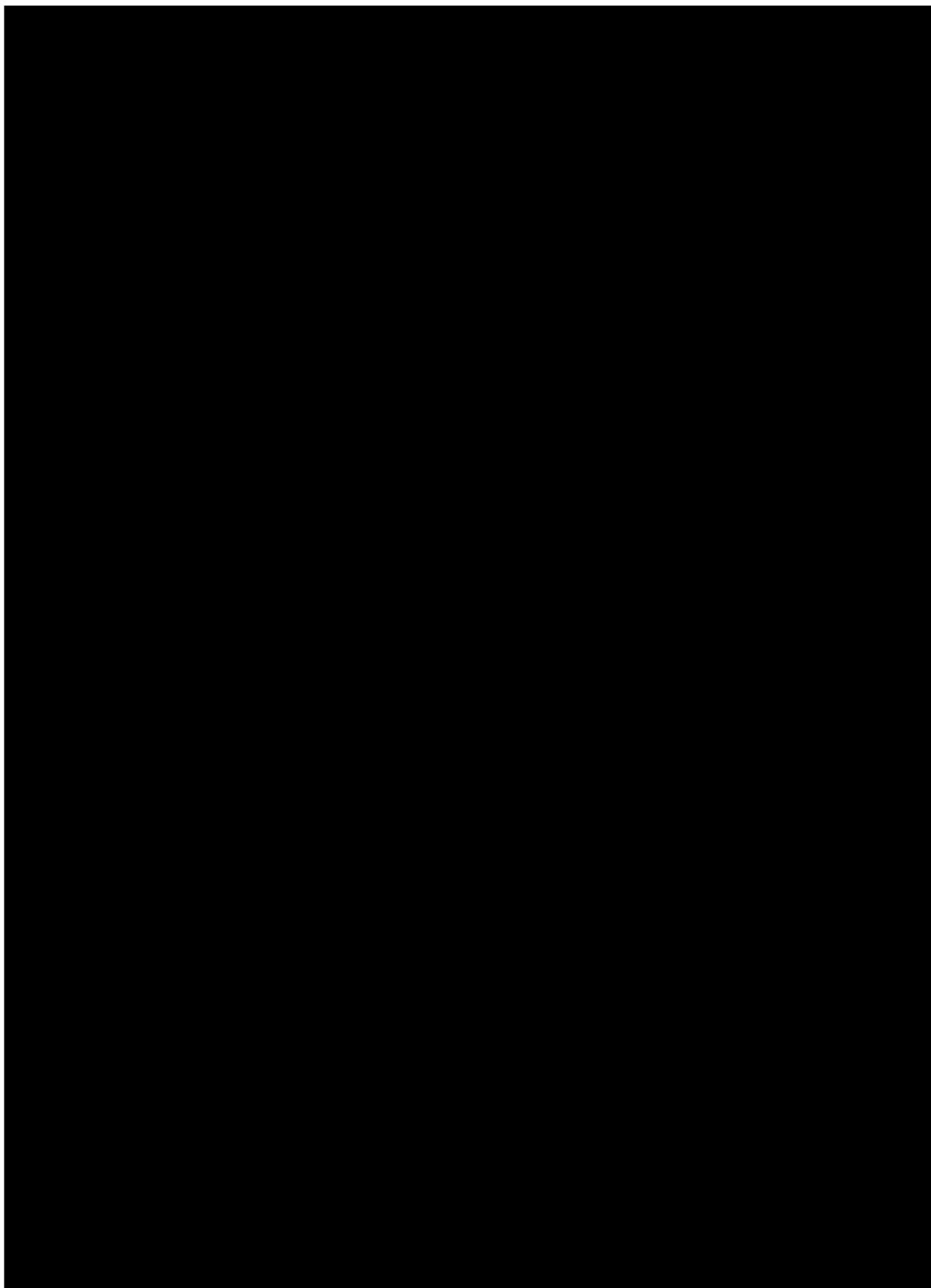


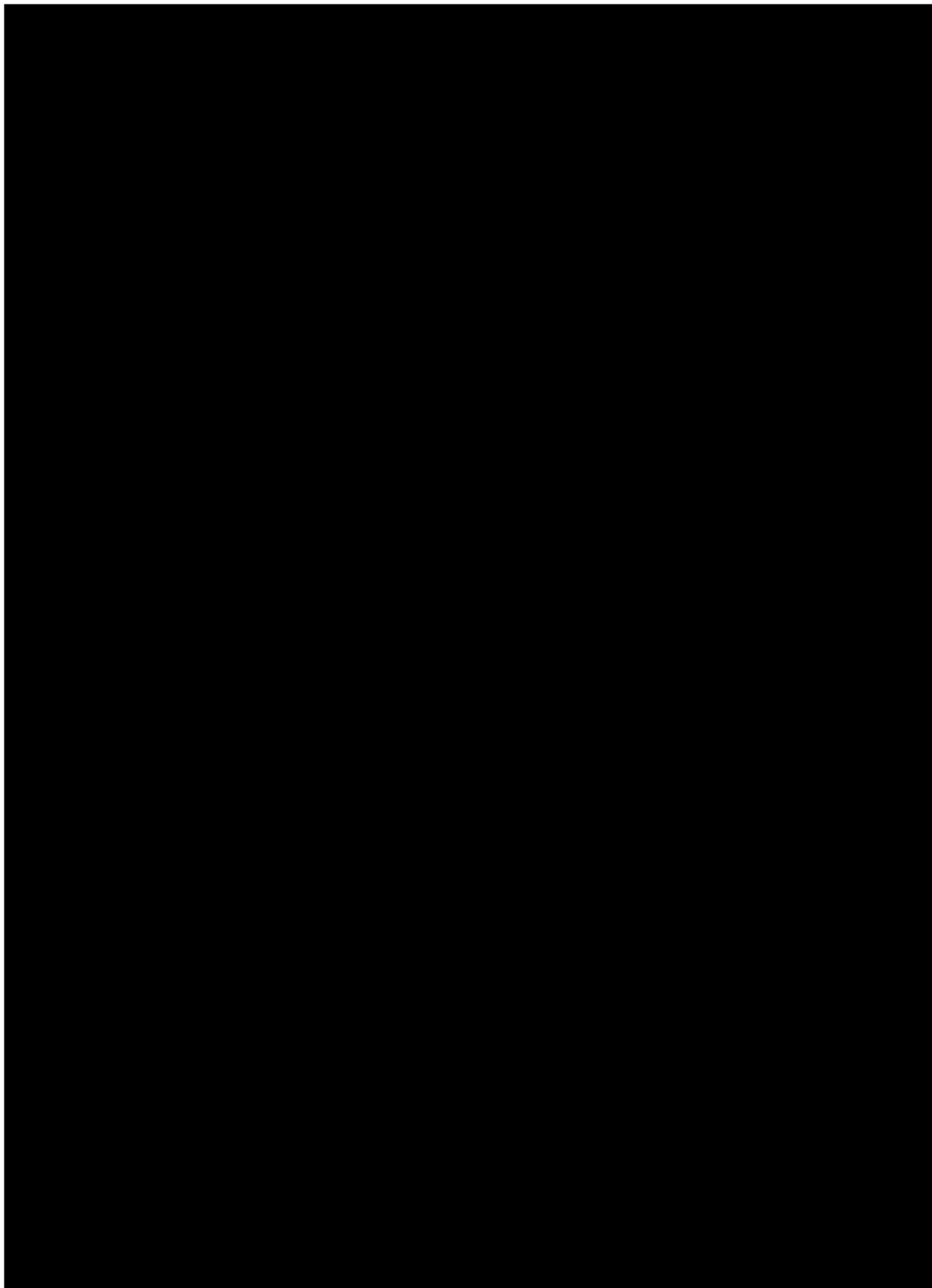


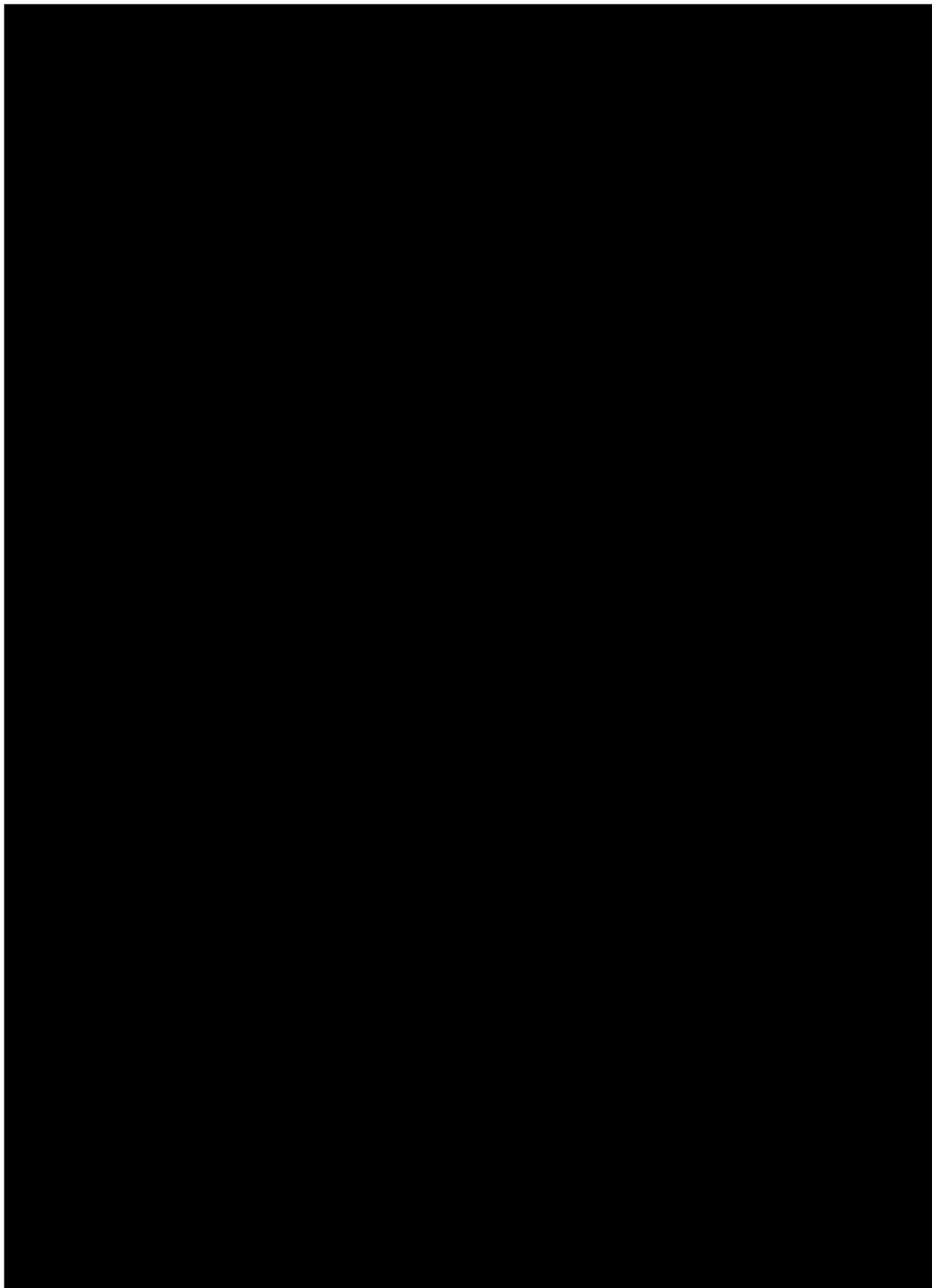


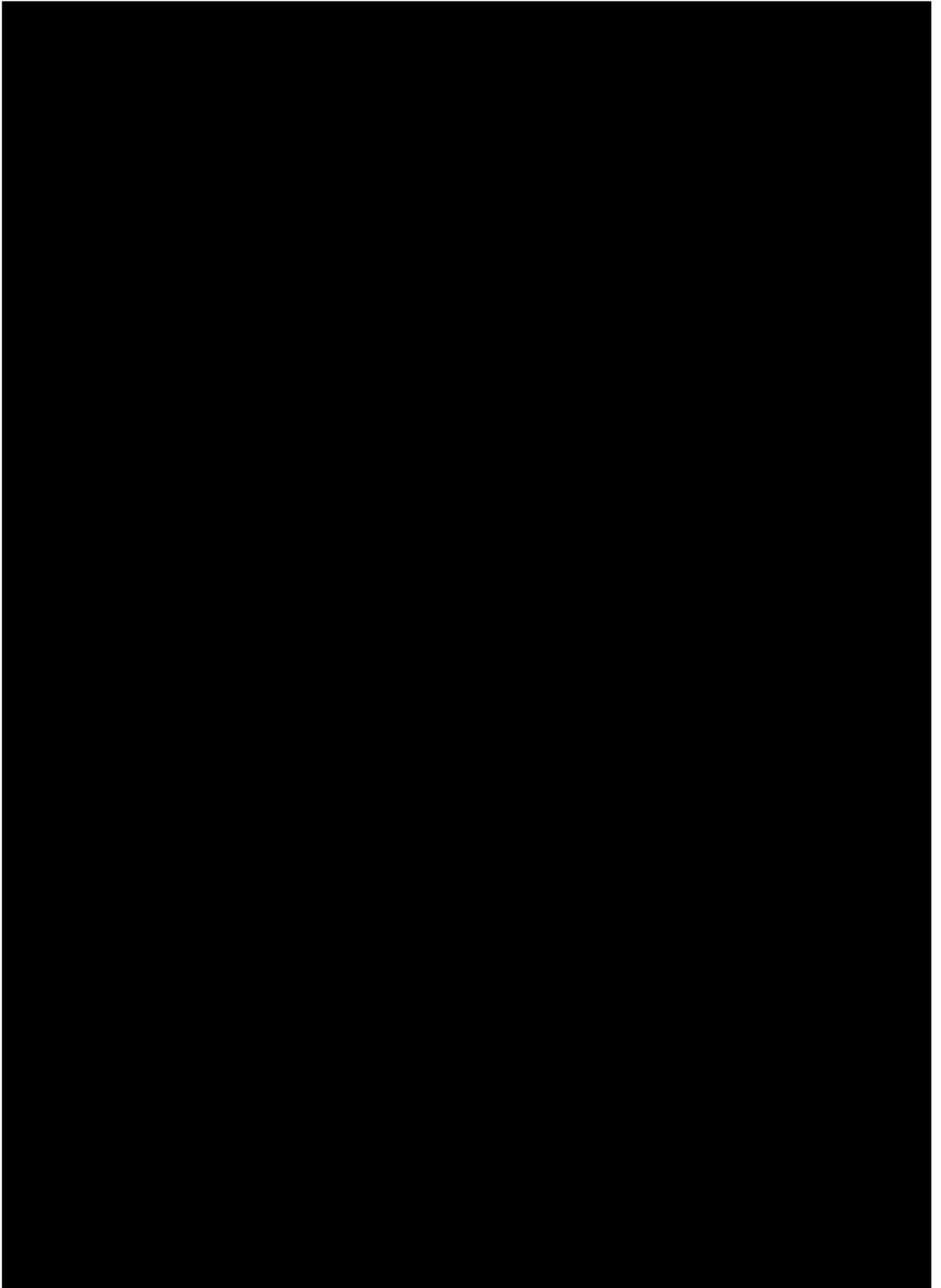


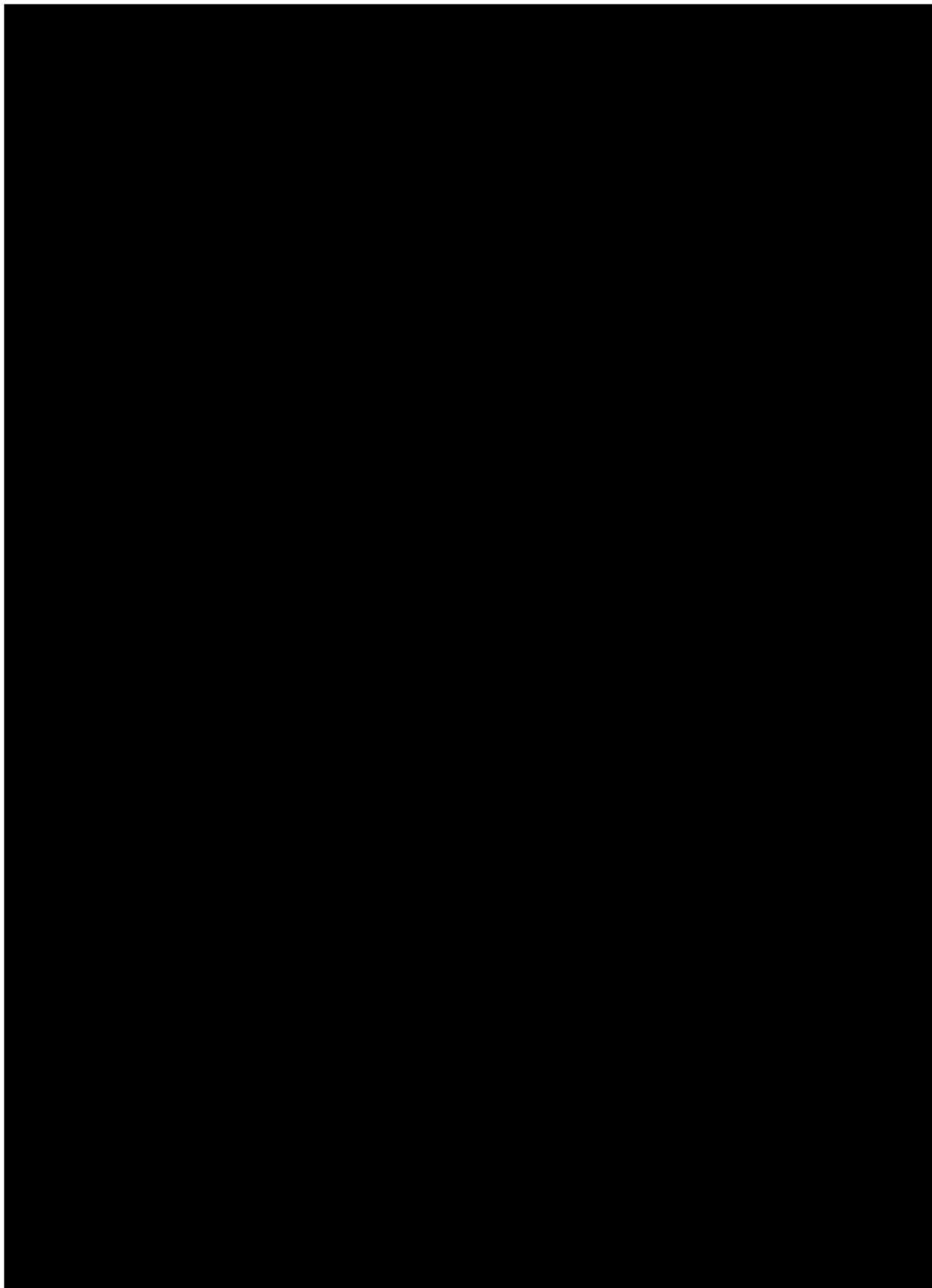


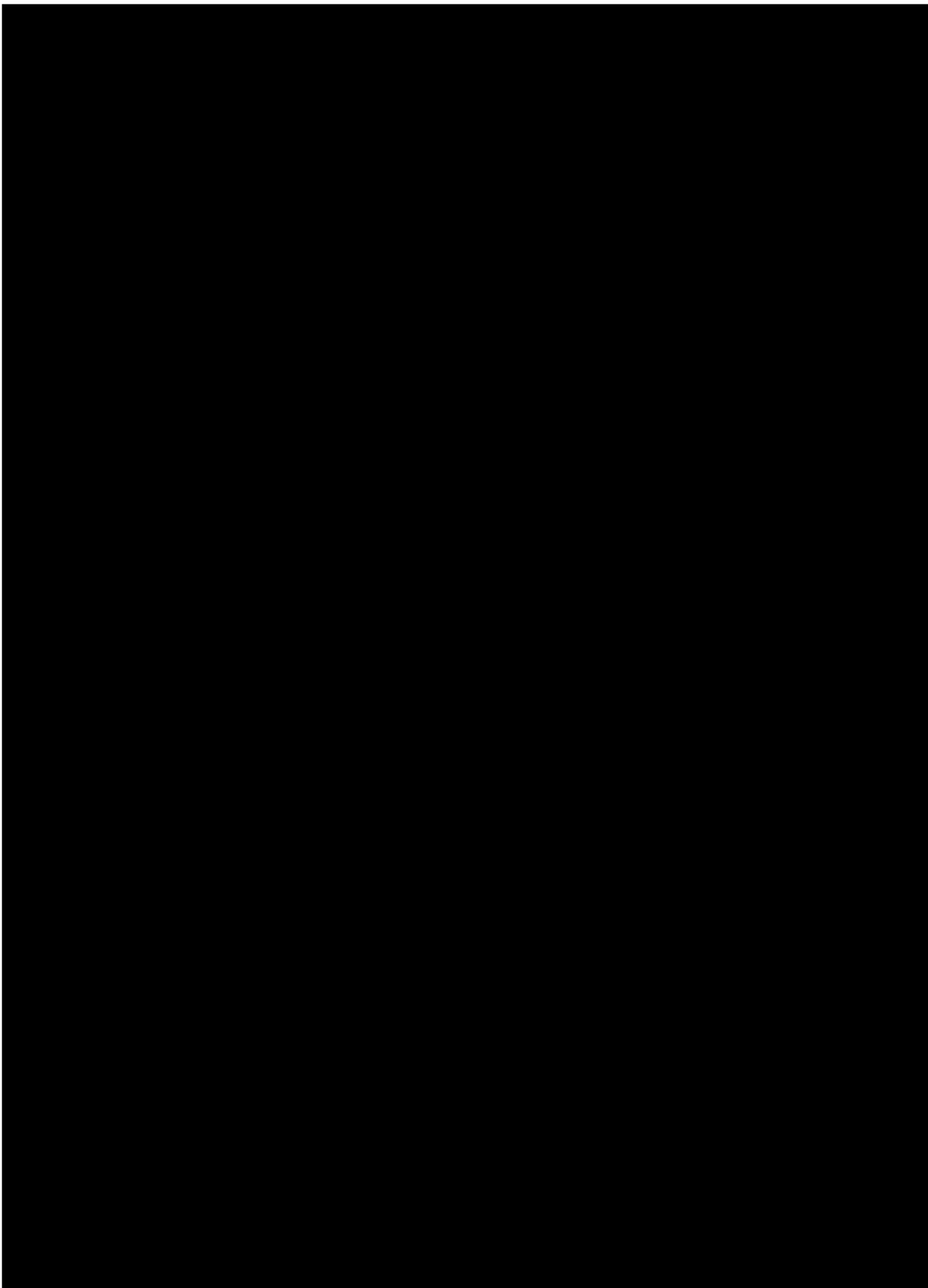


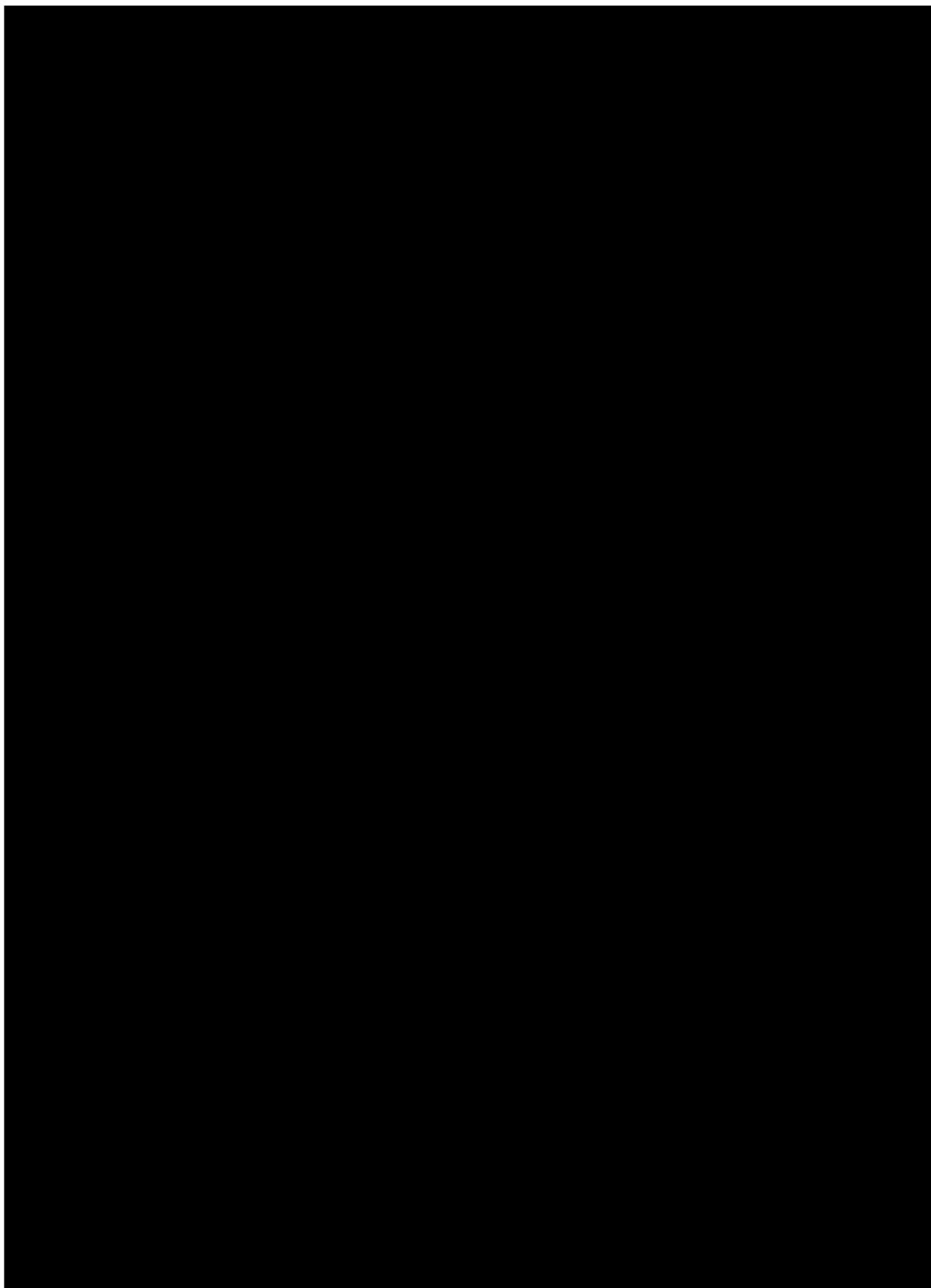


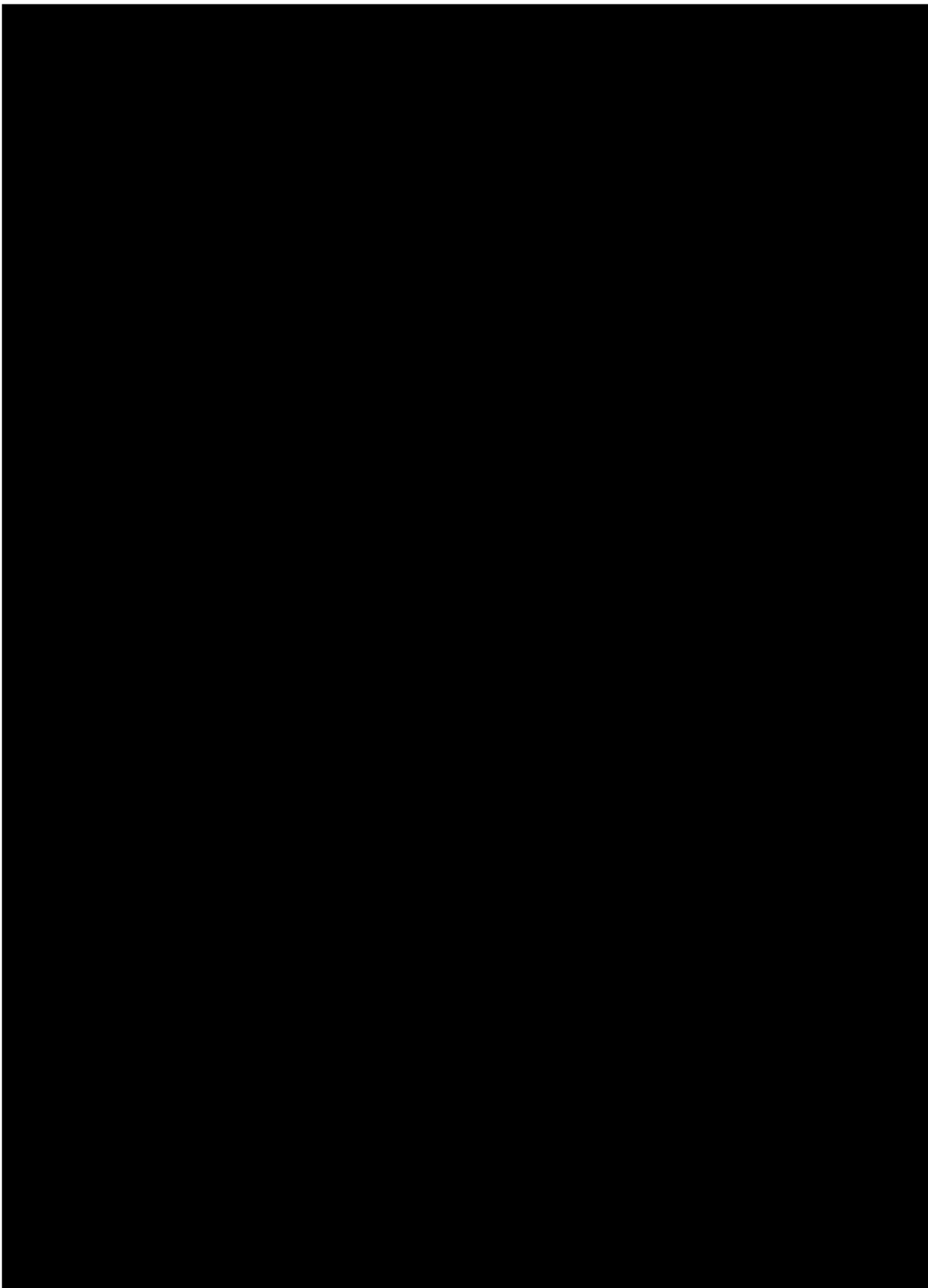


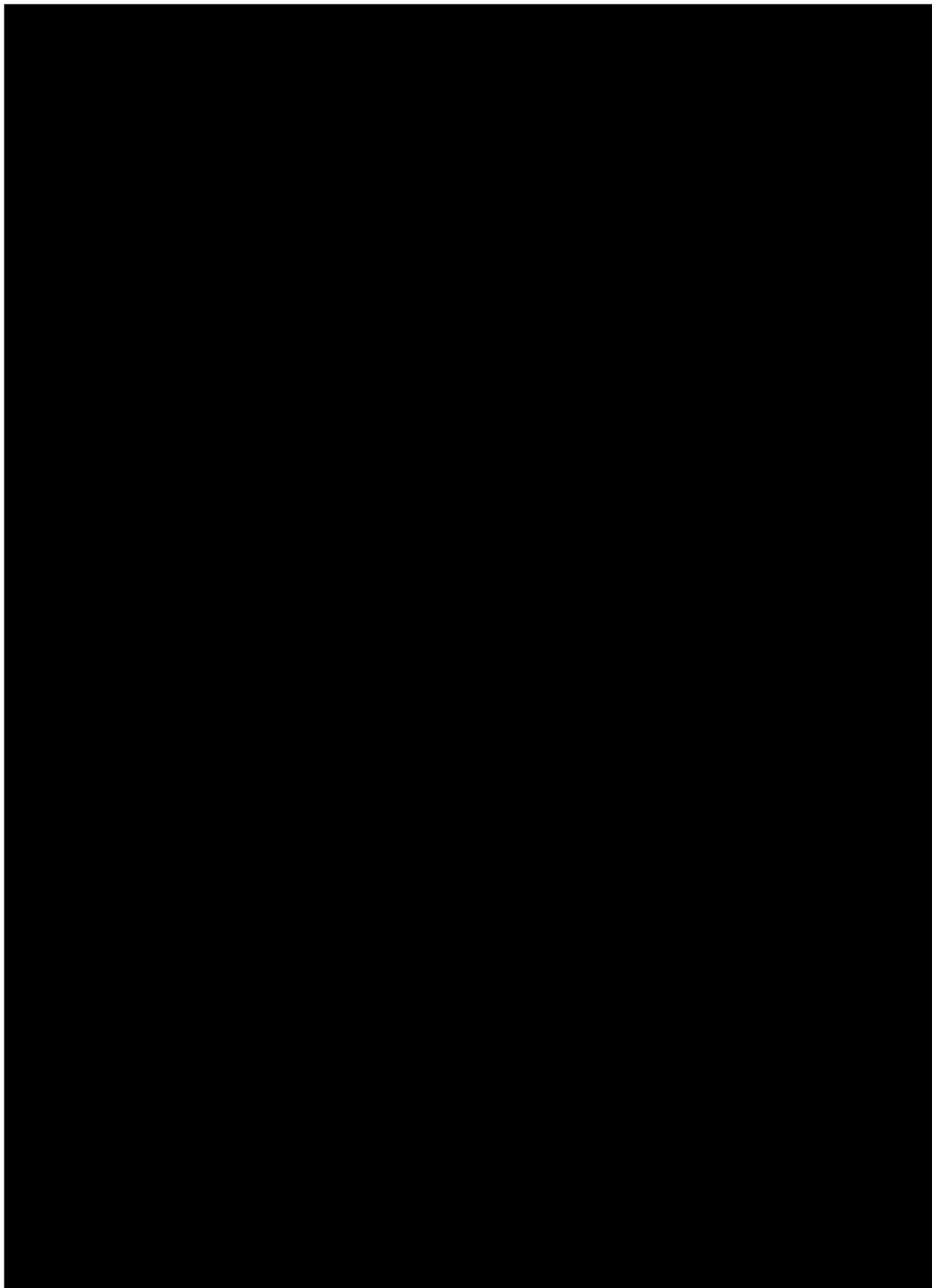


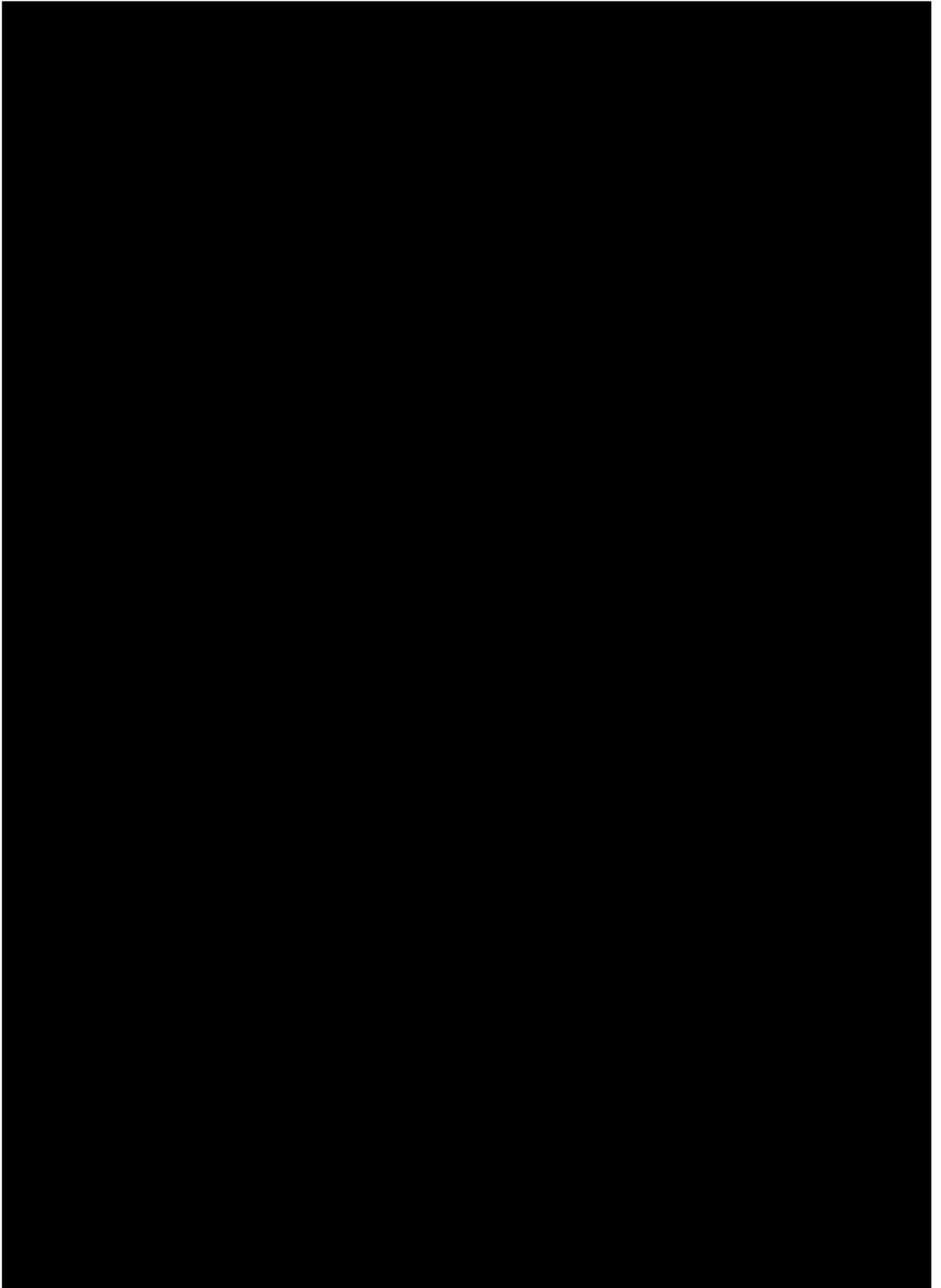


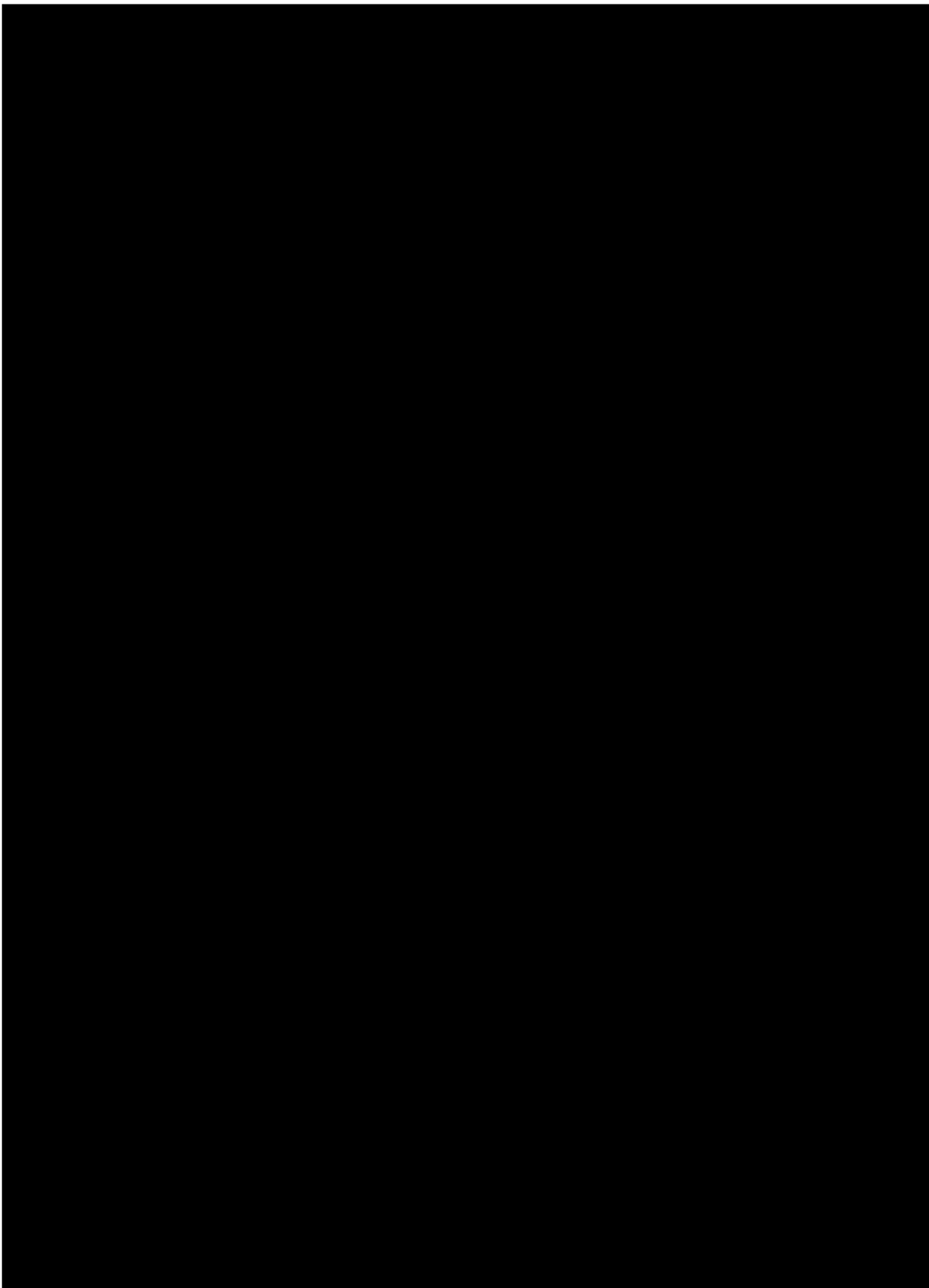


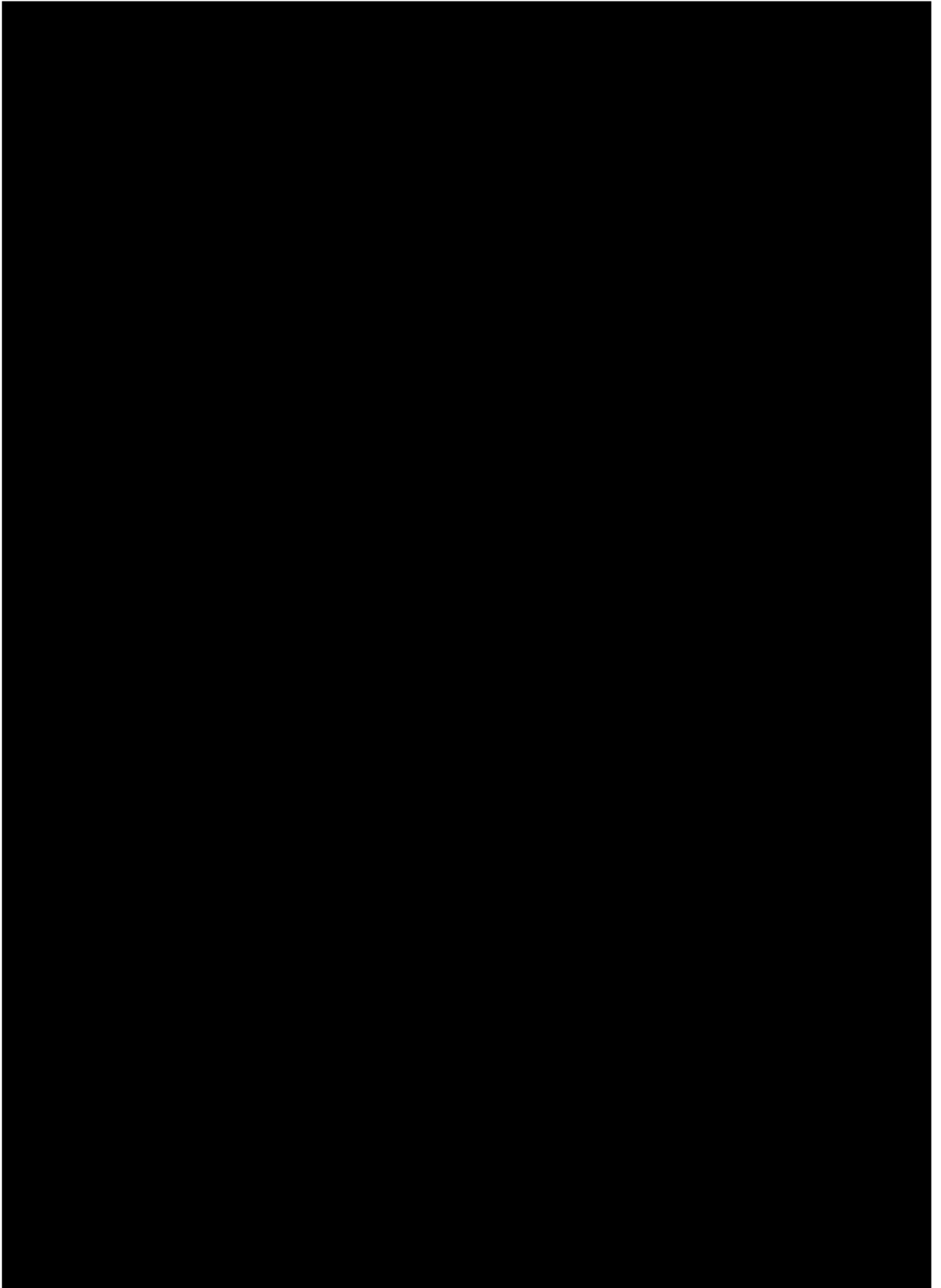


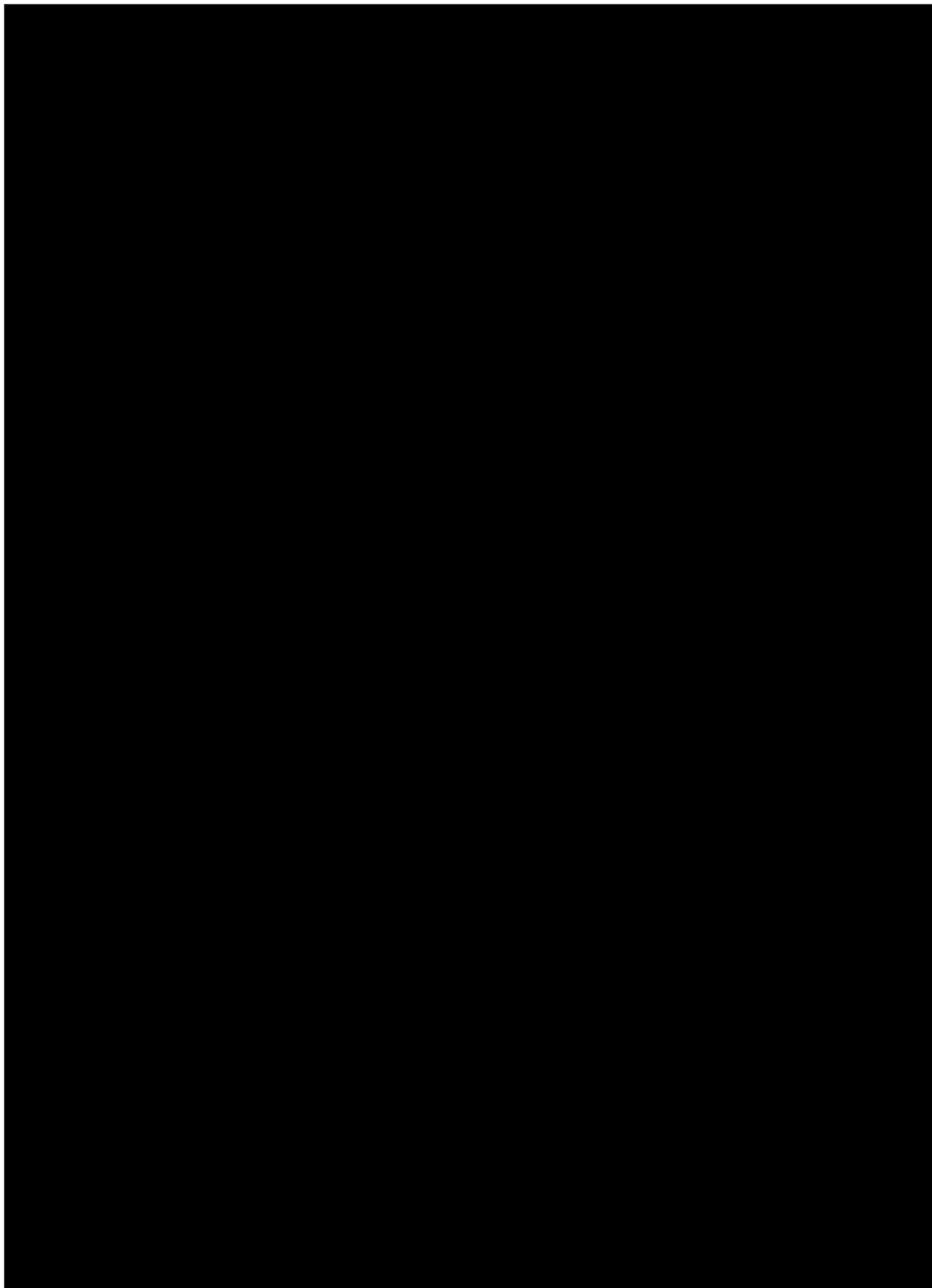


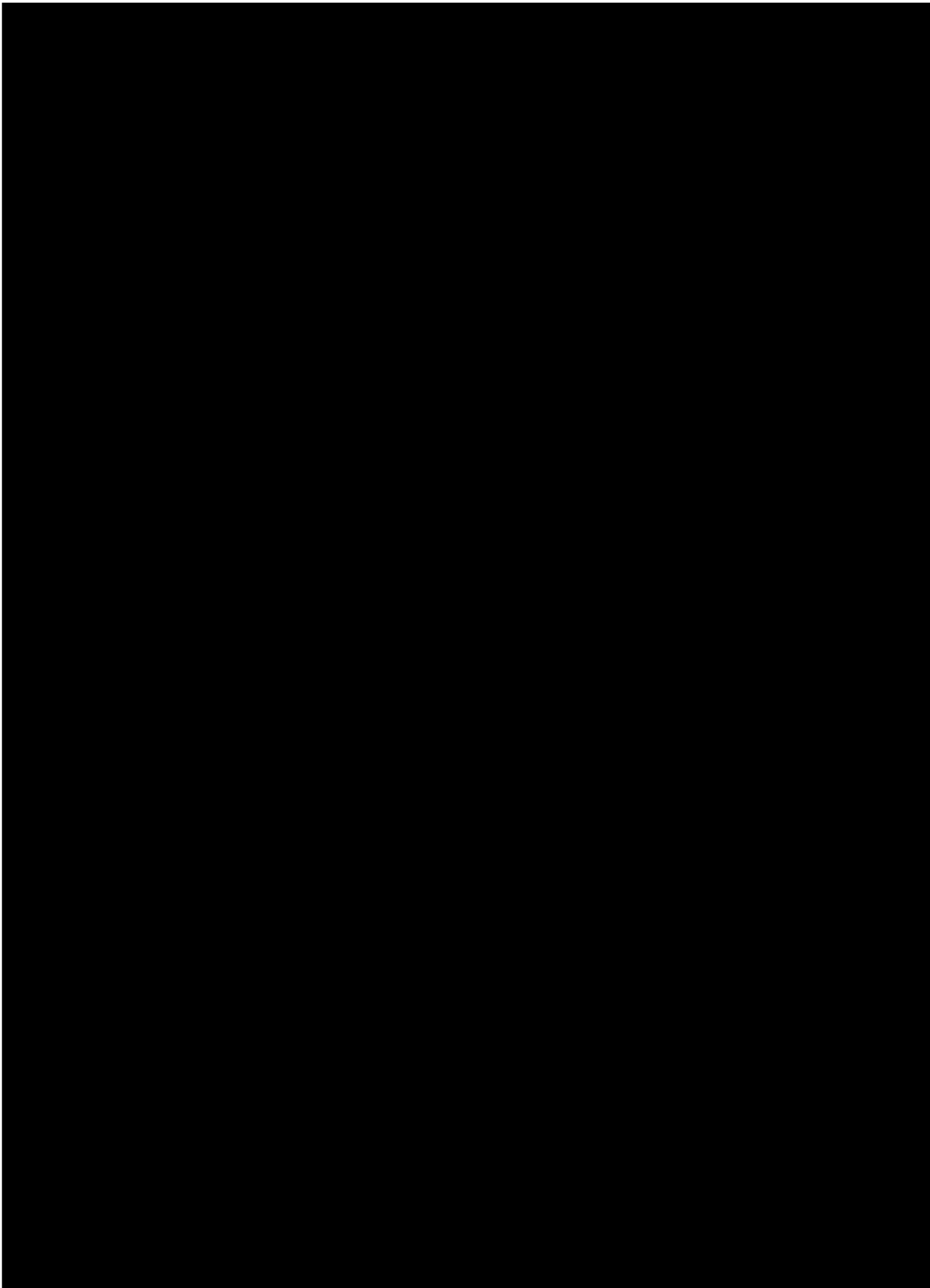


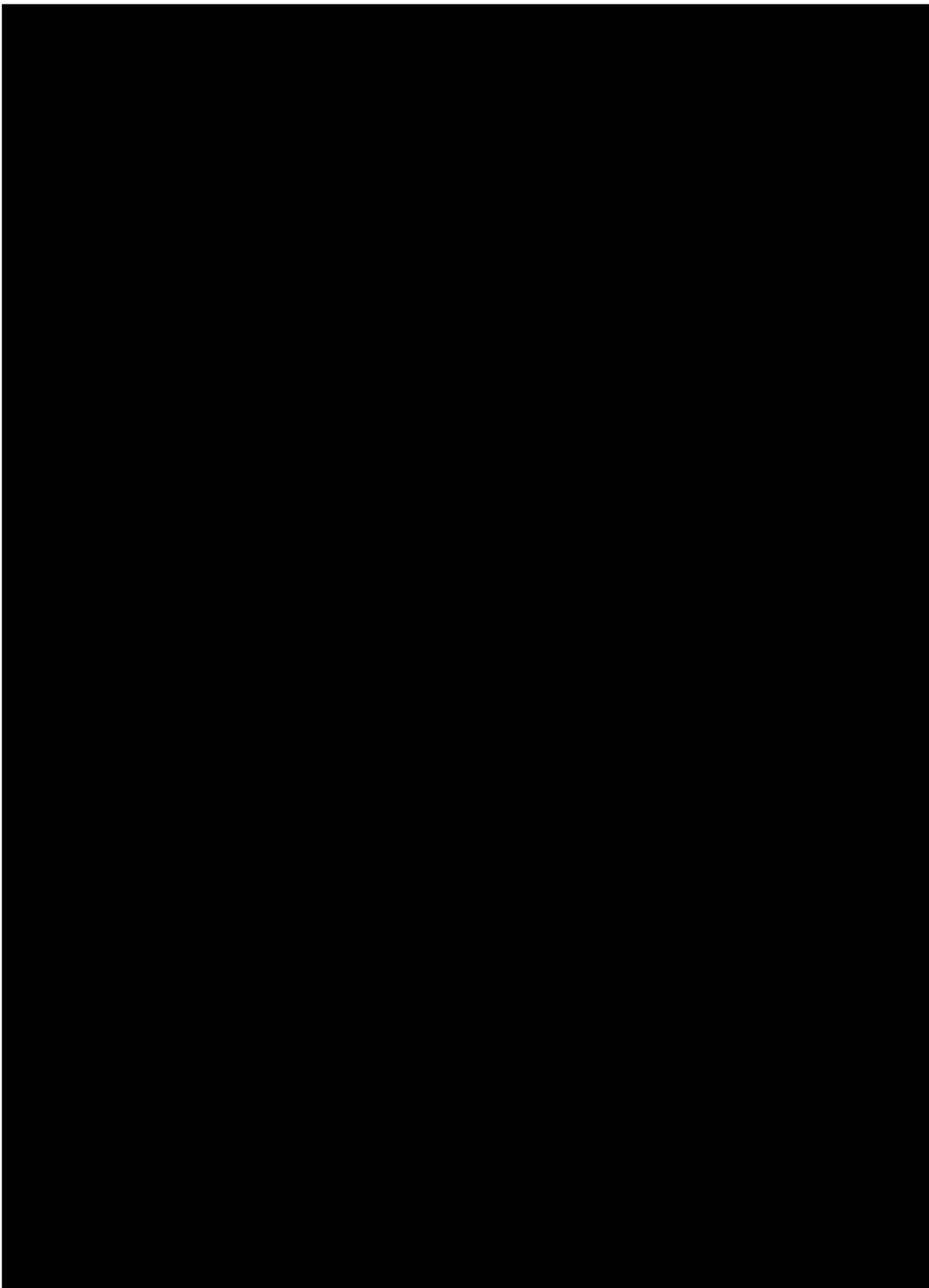


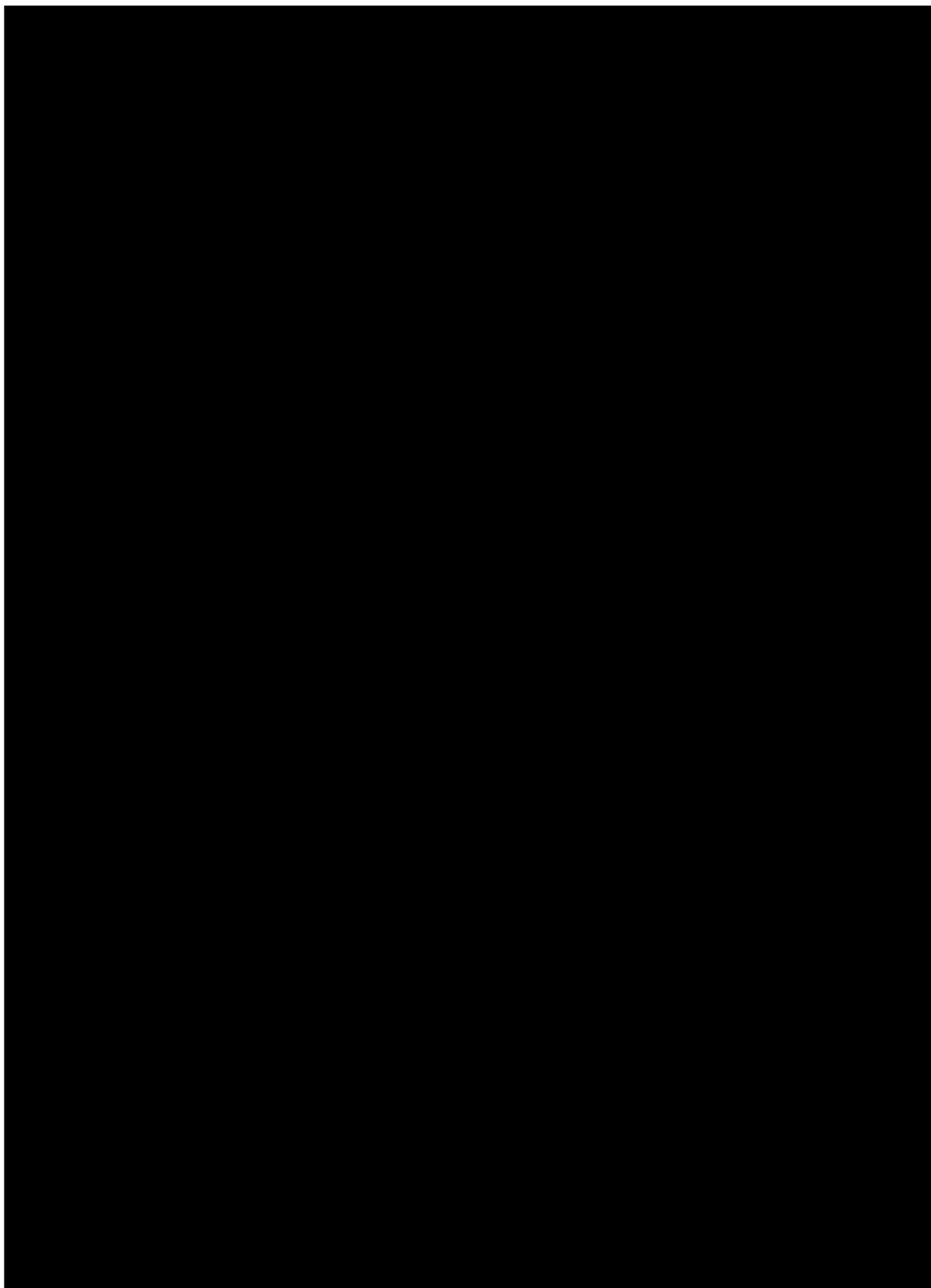


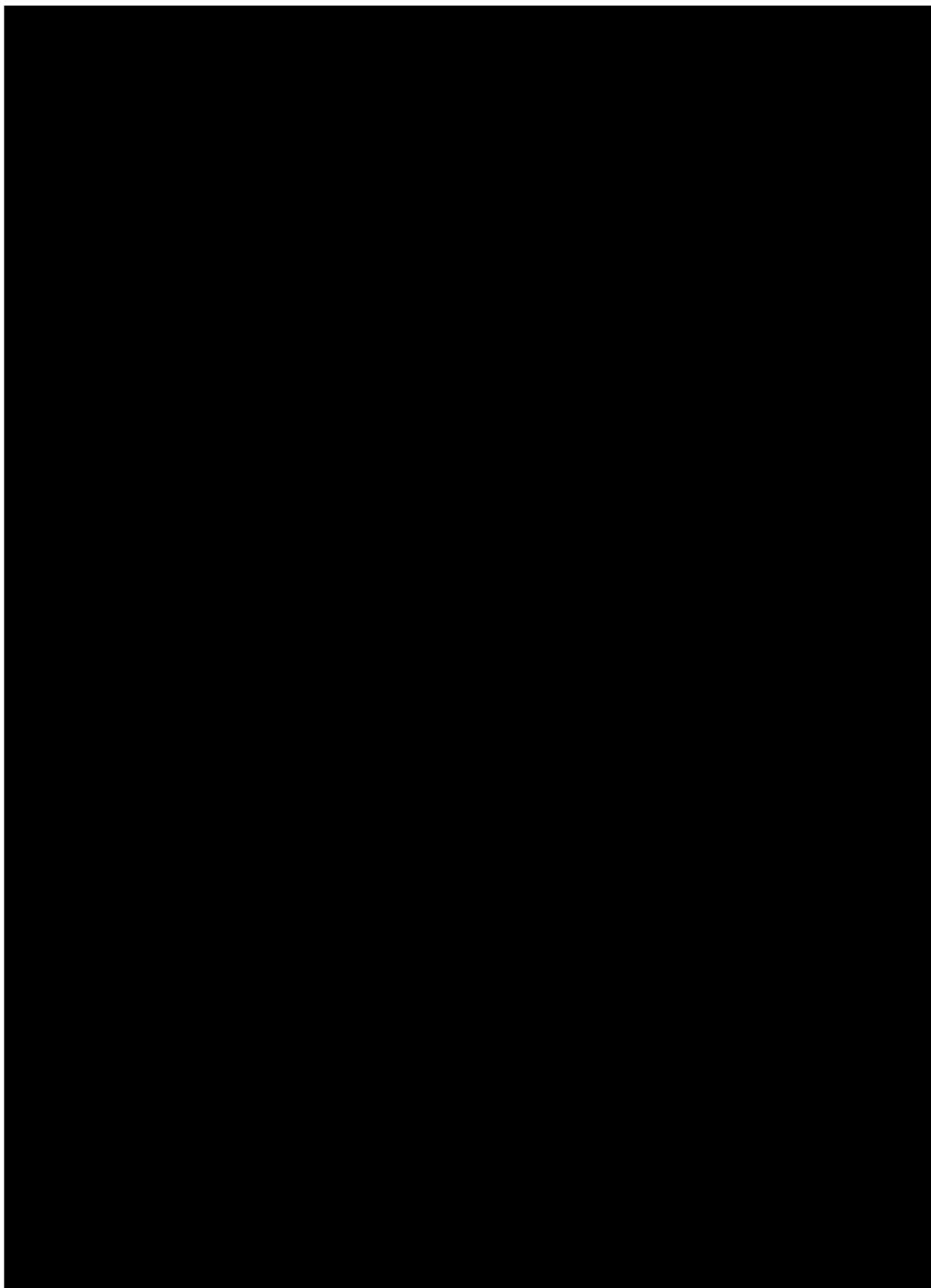


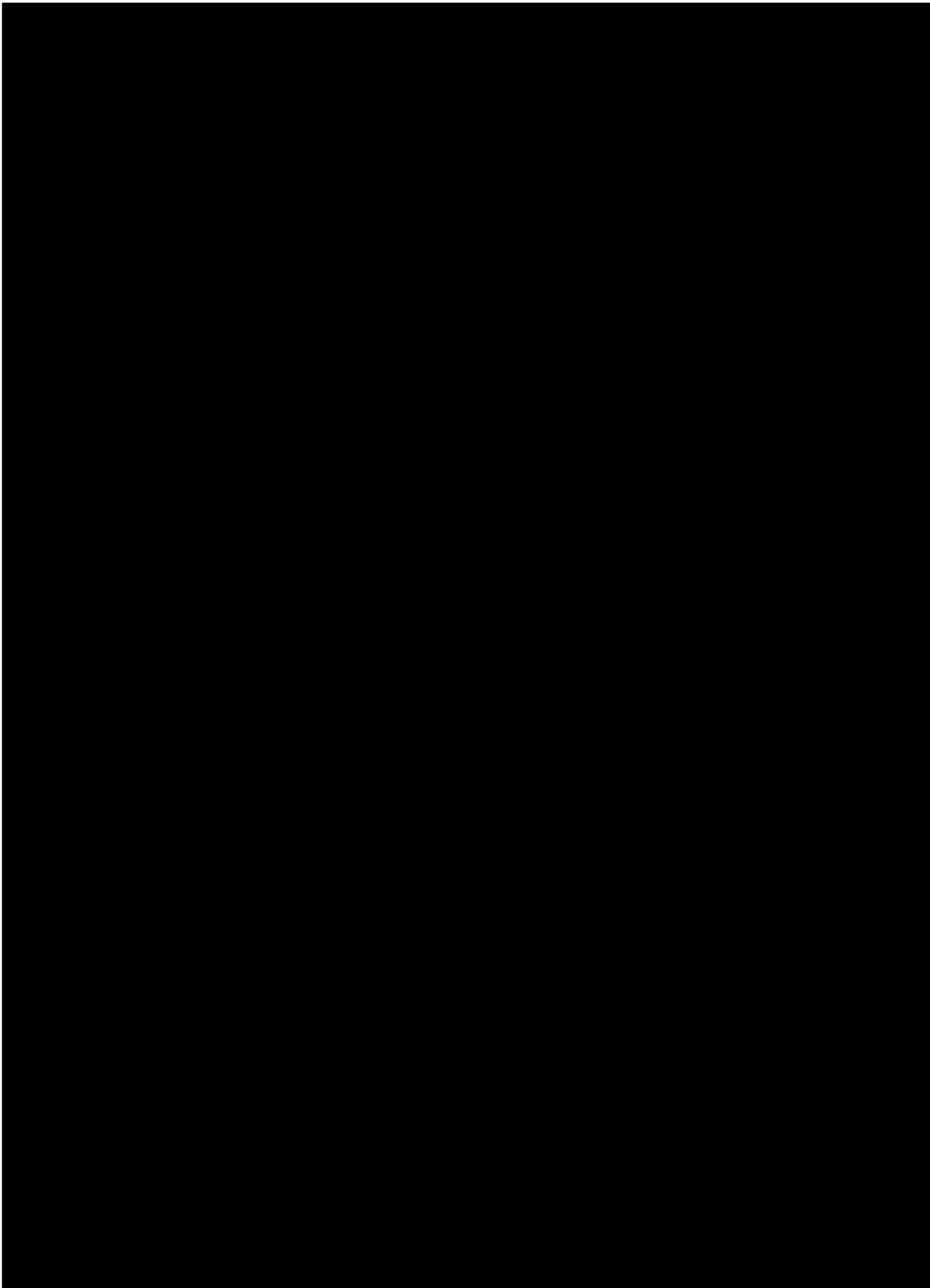


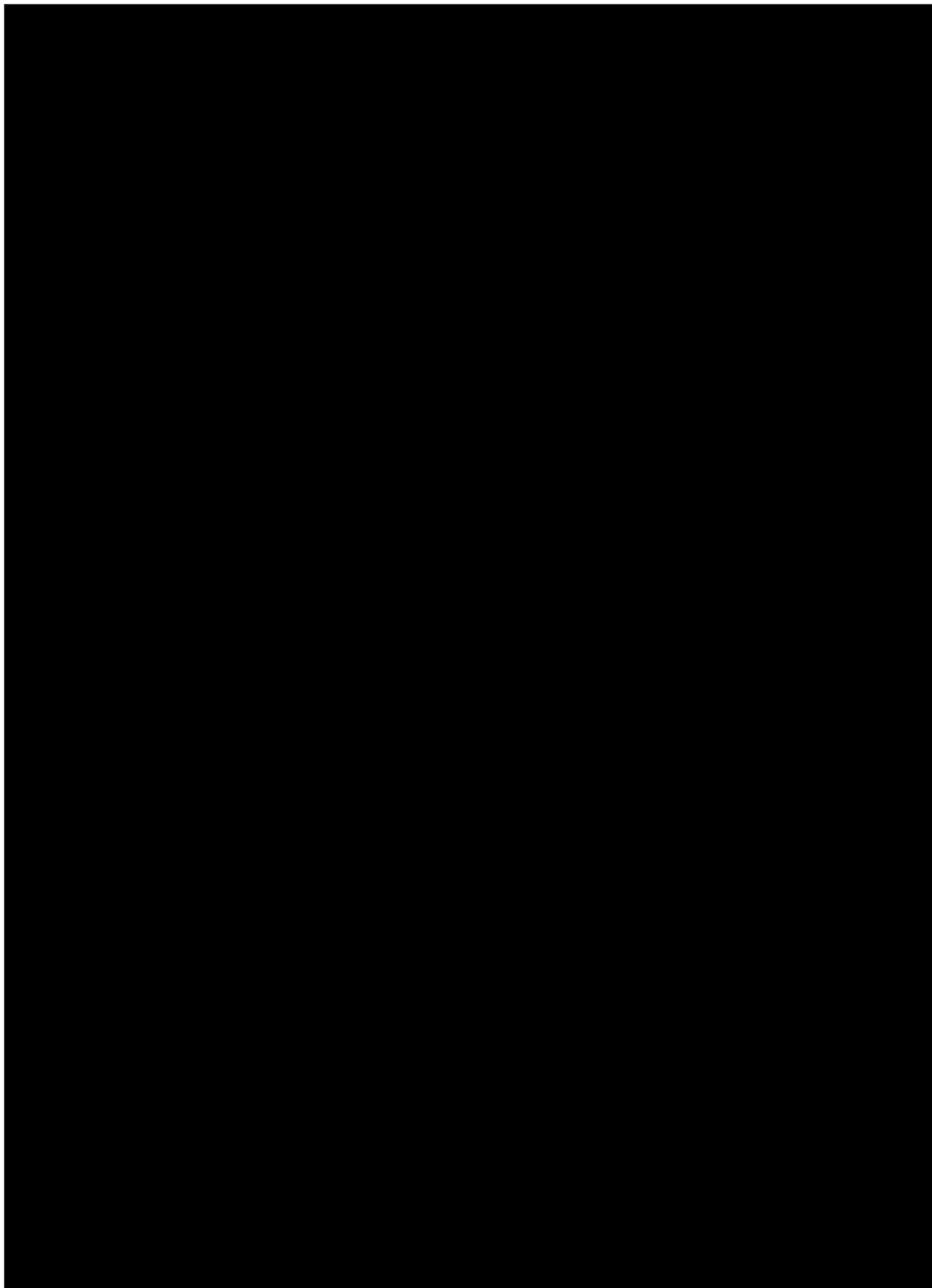


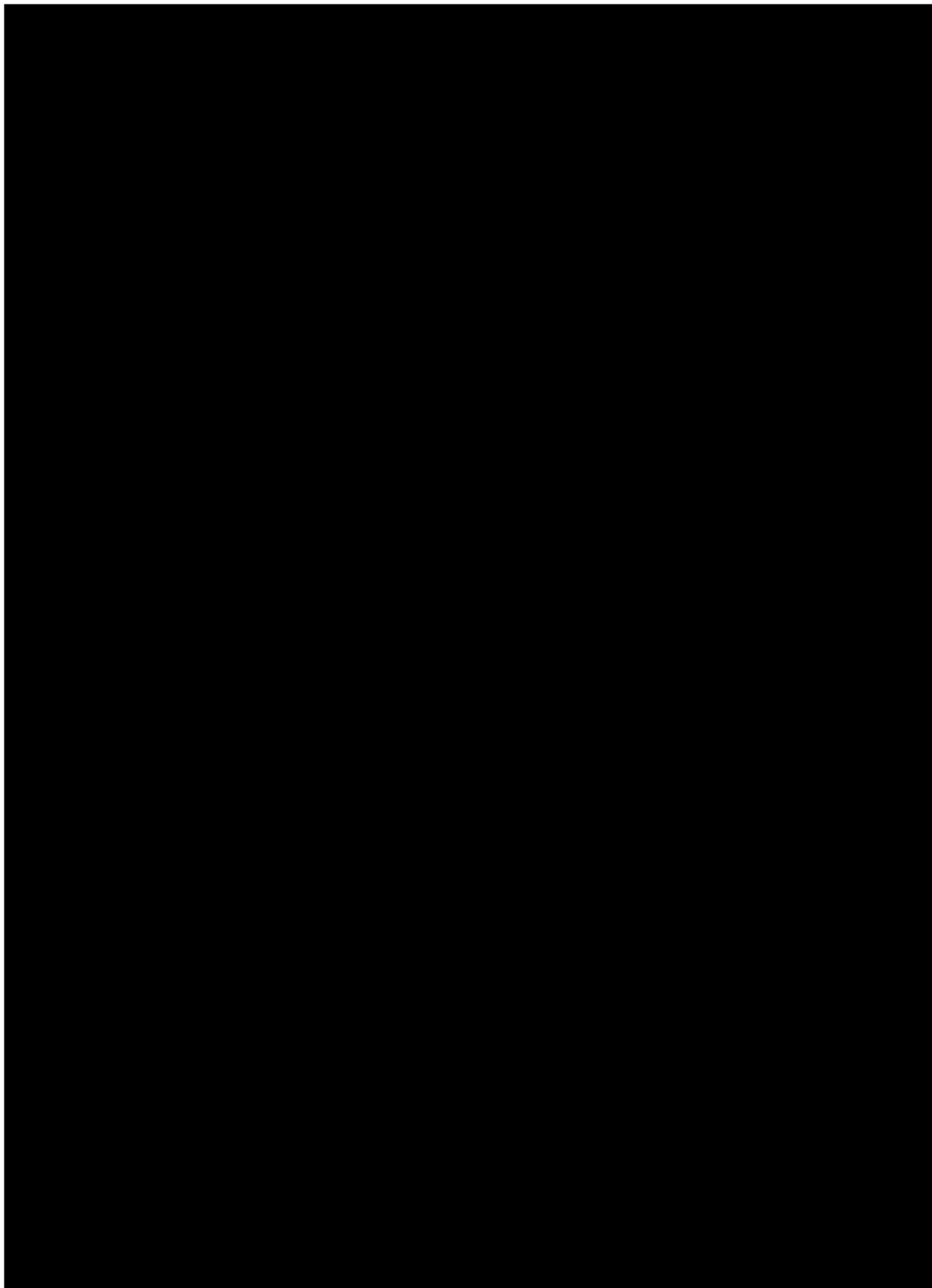


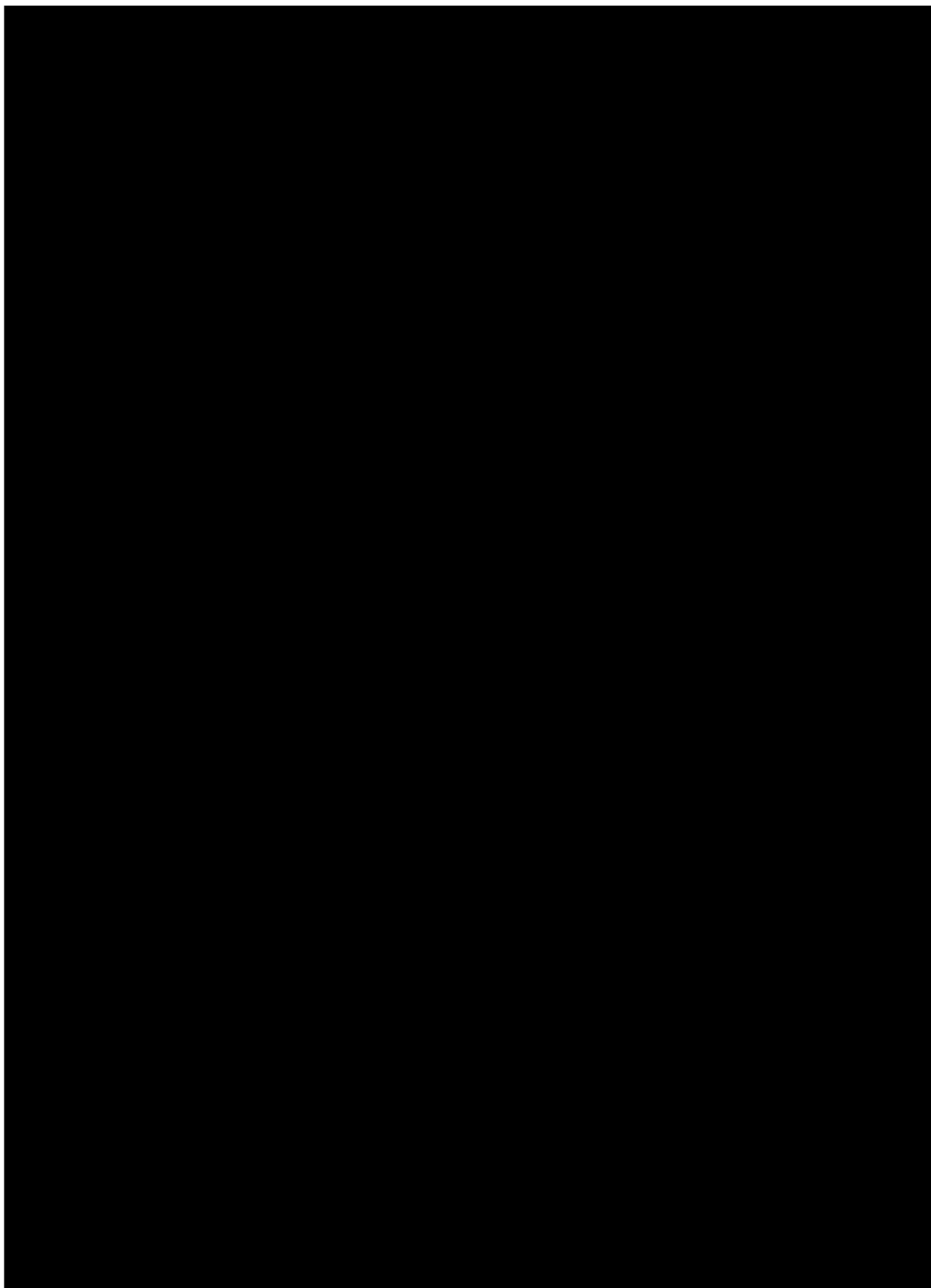


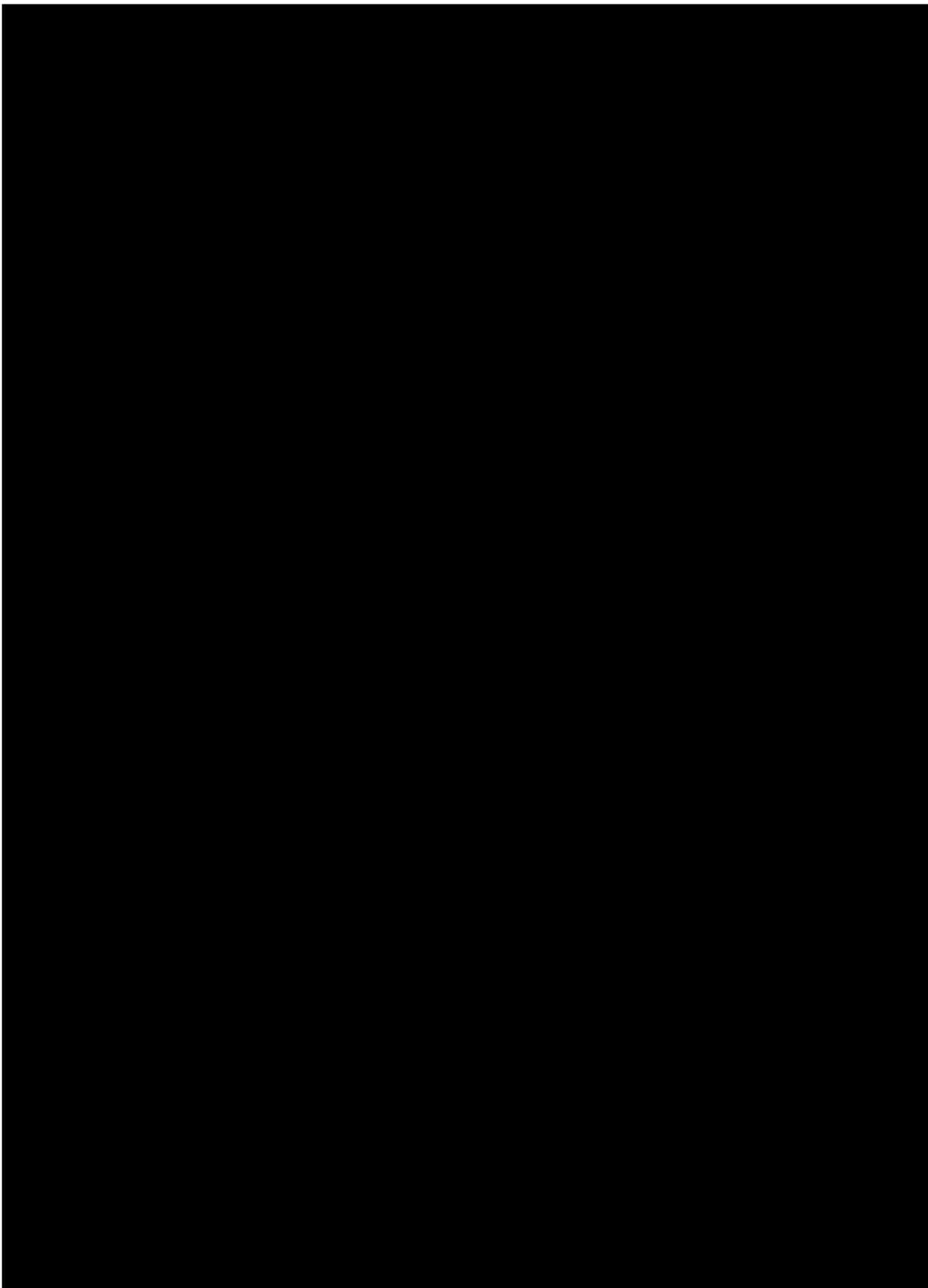


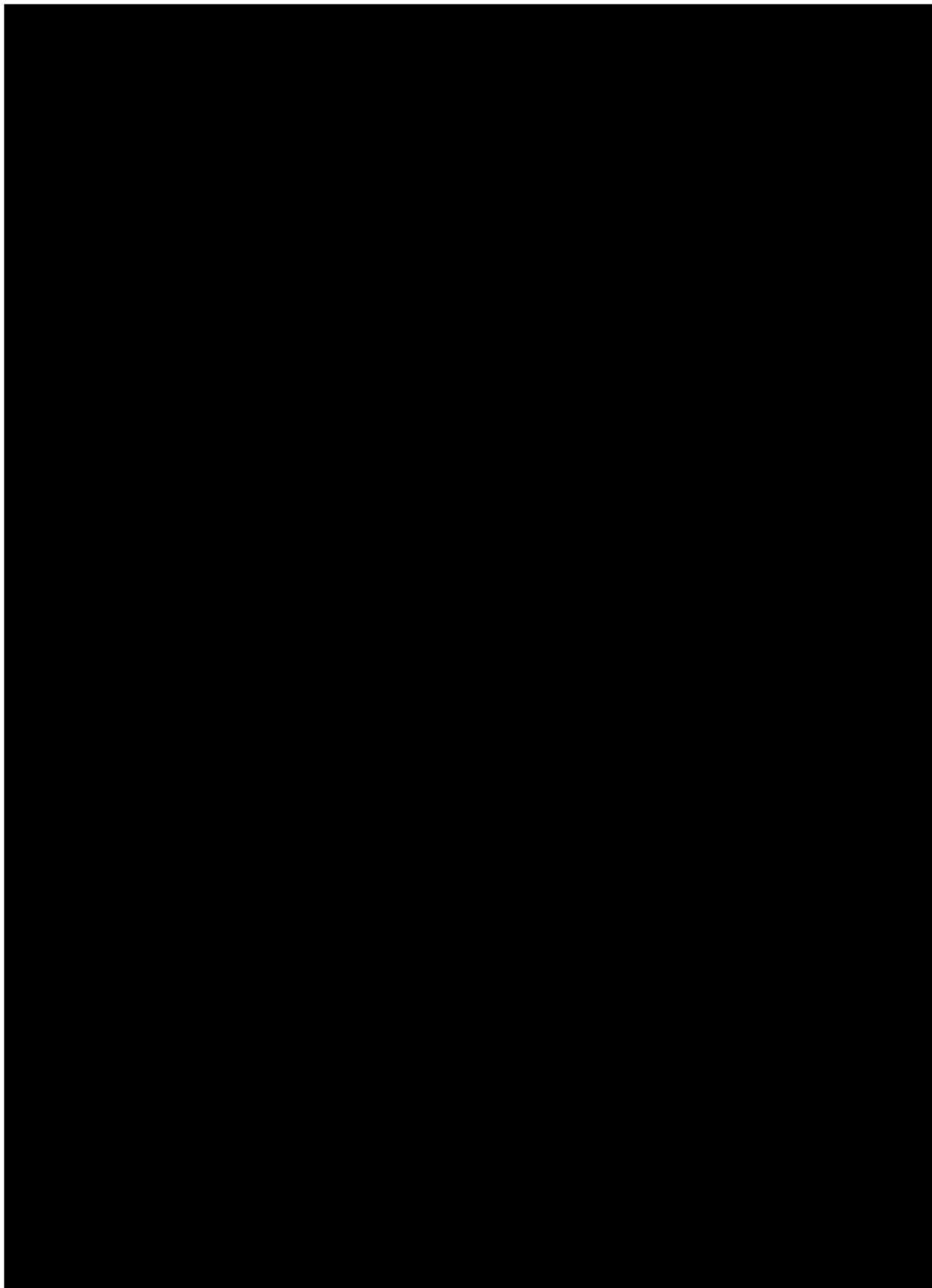












Annexe. 11. Notice méthodologique et fiche de relevé du suivi phénologique simplifié de la flore des pelouses calcicoles.

Notice méthodologique

La réalisation du suivi phénologique des espèces végétales hôtes et nourricières des lépidoptères, en parallèle des suivis de ce groupe taxonomique sur un site, a pour objectif d'évaluer la « qualité » du site en termes de ressources nutritives et d'accueil pour la reproduction au cours d'une année et entre différentes années. L'évolution phénologique de la flore ciblée, et de ses effectifs pour chaque stade, formant un facteur explicatif des variations de cortèges de papillons au fil de la saison ainsi qu'à d'éventuelles progressions ou régressions d'espèces à moyen-long terme.

Les bordereaux de suivi phénologique de la flore sont adaptés par type de milieu et donc de cortège de papillons :

- Pelouses sèches calcicoles ;
- Landes humides à tourbeuses acidiphiles ;
- Pelouses montagnardes sur dalles rocheuses.

I- Renseignement du bordereau

1) Métadonnées

Les bordereaux sont conçus de façon à compiler les données phénologiques sur la flore à l'échelle d'**un seul transect de suivi papillon** et pour l'ensemble d'**une saison de suivis**. Le renseignement des métadonnées (ID transect, nom du site etc.) s'effectue donc une seule fois lors du premier passage sur un site.

2) Espèces végétales

Une liste des espèces végétales hôtes et nourricières des rhopalocères typiques de chacun des milieux est pré-remplie sur le bordereau. Elle n'est cependant pas exhaustive, aussi de **nouvelles espèces peuvent et doivent être rajoutées** ; la présence de certaines espèces de papillons pouvant être liée à des particularités locales ou stationnelles de la flore. Un appui dans la détermination de ces nouvelles espèces est proposé par le CBNSA sur la base d'échantillons prélevés sur site ou de photos prises sur site (solution à privilégier pour limiter l'impact des suivis). Bien que les espèces ciblées soient communes sur les milieux étudiés, elles peuvent être absentes ou rares sur certains sites.

3) Observations

Les données attendues sont relatives au **nombre de pieds observés** pour **chaque stade phénologique** (début de floraison, pleine floraison, fructification) et pour **chaque passage**. La floraison pouvant être étalée chez quelques espèces et sur un même pied, on pourra le rattacher à plusieurs stades phénologiques pour un même passage. Le dénombrement précis de pieds pour chaque espèce étant fastidieux, une **notation par classes d'effectifs** est proposée comme suit : 0 = aucun pied / 1 = 1 à 10 pieds / 2 = 10 à 20 pieds / 3 = 20 à 50 pieds / 4 = plus de 50 pieds. L'absence de données sur un stade pour une espèce à l'issue d'une année n'est pas préjudiciable. Les espèces végétales ciblées n'ayant pas toutes les mêmes optimums phénologiques, il est normal que certaines ne soient observées à aucun des stades lors de certains passages.

Terminologie :

- **Nombre de pieds observés** : relatif au nombre d'individus par espèce. Un individu pouvant prendre diverses formes selon les familles botaniques (ex : tige feuillée chez *Gentiana pneumonanthe*, souche cespiteuse chez *Molinia caerulea*, souche rhizomateuse chez *Eriophorum angustifolium*, arbrisseau très ramifié chez *Calluna vulgaris*...) il n'est pas toujours aisé de l'identifier. Un comptage par touffe ou tâche d'une espèce peut alors être envisagé ici.

Dans tous les cas, il ne s'agit pas du nombre de fleurs ou d'inflorescences qui sont souvent nombreuses par individu et qu'il serait trop long et fastidieux à dénombrer.

- **Début de floraison** : relatif au stade phénologique correspondant à la présence de **boutons floraux** (= fleurs en formations, non épanouies) en forte majorité (~ 75 %) par rapport aux fleurs épanouies **sur un pied**. A ce stade, aucun fruit n'est théoriquement visible sur un même pied.

- **Pleine floraison** : relatif au stade phénologique correspondant à la présence de **fleurs épanouies** (= périanthe ouvert et étamines saillantes) en majorité (> 50 %) par rapport aux boutons floraux et/ou aux fruits **sur un pied**.

- **Fructification** : relatif au stade phénologique correspondant à la présence de **fruits développés** en forte majorité (~ 75 %) par rapport

aux fleurs épanouies **sur un pied**. A ce stade, la présence de boutons floraux est théoriquement assez faible sur un même pied.

4) Commentaires

Le champ de commentaires libres permet de renseigner des informations complémentaires liées à la flore lors d'un passage (ex : patch important d'une espèce à proximité du site, sénescence anormal d'une espèce, embroussaillement du site etc.). Ces informations peuvent servir à l'interprétation des données analysées et ne doivent pas être négligées.

II- Protocole de suivi

Afin d'avoir une estimation fiable de la phénologie des plantes hôtes et nourricières pour chaque suivi lépidoptères au fil de l'année par site, il faut dans l'idéal échantillonner 10 à 20 % des individus d'une espèce à chaque passage. Les effectifs de chaque espèce sur les différents sites d'étude n'étant pas connus et le temps requis pour leur suivi phénologique étant limité, c'est un protocole simplifié qui est proposé ici. Il a vocation à évoluer suite à son expérimentation sur le terrain.

Les suivis phénologiques de la flore sont réalisés sur chacun des milieux par le biais d'un **unique transect sur chaque site**. Dans un souci de facilité de repérage et de mutualisation des dispositifs de suivis, les suivis phénologiques utiliseront les transects de suivi lépidoptères. Le protocole de suivi doit respecter les conditions suivantes :

1- Utiliser un **transect** de suivi papillons situé dans une **zone représentative** du site d'étude (exposition, pente, physionomie de végétation) pour chaque site ;

2- Comptabiliser les pieds (par classes d'effectifs) des espèces végétales ciblées pour chaque stade phénologique sur une **bande de 5 mètres de large** le long du transect ;

3- Reprendre le **même transect** entre les différents passages d'une même année et entre années.

Annexe. 12. Analyses mécanistiques et statistiques

Les méthodes décrites ci-dessous s'appuient sur des développements récents de la littérature, qui font l'objet de débats, de consensus et des développements internes ponctuels dans le cadre du projet.

- Courbe d'accumulation des individus

Les informations des transects successifs sur plusieurs mois sont quasiment indépendantes dans le temps et cumulatives en fonction des distances parcourues « A » dans le milieu. Les transects sont indépendants aussi entre eux dans l'espace dans la mesure où chacun d'eux est distant du suivant de 50 m avec un temps d'observation court DT de 10 minutes évitant des redondances de détection. En pratique et pour simplifier les dépouillements, le temps d'observation DT d'un transect est constant, sa longueur est aussi constante par milieu. La longueur cumulée « A » des longueurs de chaque transect DA multiplié par le nombre de transects résume alors l'effort d'observation. Si les durées « DT » d'observation étaient différentes par transect, si leurs longueurs « DA » n'étaient pas constantes, le cumul des individus serait lié au cumul de la variable « DTxDA » de tous les transects. A est le premier paramètre.

Les comptages des individus sont effectués dans le temps (de mai à août), le temps « T » en jour est accumulé à partir du 1^{er} mai. « T » est un deuxième paramètre. A partir des « N_ind » individus observés dans 1 à n transects, S espèces sont déterminées en parallèle. Le résumé de l'accumulation des individus observés est lissé au mieux en utilisant des formes de formulations de type SAR (Species Area Relationship) pour le paramètre « A », STR (Species Time Relationship) pour le paramètre « T » et leurs généralisations (STAR Species Time Area Relationship). Le couplage des deux échelles de temps « T » et d'espace parcouru « A » est ainsi pris en compte.

SAR (Species Area Relationship) : Sur un site lors d'une journée le cumul du nombre d'individus en fonction de « A » la distance parcourue est appelée N(A). Par défaut « A » est en km. Le transect ayant une largeur d'observation fixée de 5m, « A » correspond aussi à une surface.

STR (Species Time Relationship) : Le cumul du nombre d'individus sur l'année dans un écosystème échantillonné sur plusieurs sites, conduit à un nombre d'individus observés au temps « T ». C'est d'abord une fonction du nombre de jours de visite du milieu, pris à partir du 1^{er} mai, soit un nombre de parcours de transects, une longueur totale de parcours cumulée « A ». Le cumul au temps « T » en jours depuis le 1^{er} mai est une variable associée à l'apparition des insectes se développant principalement en fonction des degrés-jours acquis au-delà de 10°C. En pratique, le cumul est donc effectué de mai à août. N dépend d'abord du cumul de « A » en km et aussi du temps « T » en jours depuis le début des visites de l'année, soit N(A,T). Par rapport au cumul dans l'espace par la variable A, le cumul dans le temps T n'est pas identique. Le temps est directionnel, il s'écoule et la valeur de départ est arbitraire (DORNELAS *et al.*, 2013).

La longueur parcourue A est un paramètre de découverte d'individus, à une date donnée plus A est important, plus le nombre d'individus est grand. Un couplage est posé par défaut entre les 2 variables A et T.

STAR (Species Time Area Relationship) : STAR (ADLER *et al.*, 2005) donne une formulation de cumul du nombre d'espèces dans l'échantillonnage en fonction de la surface « A » et en fonction du temps « T ». Elle est utilisée ici pour lisser le nombre d'individus détecté :

$$[1] \quad STAR = N(A, T) = C A^z T^y \text{ avec } \begin{cases} z = z_1 + \frac{u}{2} \text{Log}(T) \\ y = y_1 + \frac{u}{2} \text{Log}(A) \end{cases}, u \text{ terme de couplage}$$

Le lissage linéaire est possible et il est donné par la transformation:

$$[2] \quad \text{Log}(STAR) = \text{Log}(C) + z_1 \text{Log}(A) + y_1 \text{Log}(T) + u \text{Log}(A) \text{Log}(T)$$

La limite principale de la formulation ci-dessus est qu'elle ne présente pas d'asymptote en particulier pour le temps, d'où son utilisation pour l'interpolation seulement et pas en extrapolation. Dans le cas des observations de mai à août les individus apparaissent dans le temps sans plateau. Une formulation exponentielle de cumul avec asymptote demanderait un traitement non linéaire. Le lissage proposé est retenu s'il donne une bonne corrélation pour résumer les campagnes de terrain.

Pour des écosystèmes comme les landes humides ou les pelouses sèches, observés en parcourant des transects, le cumul est effectué en prenant par exemple les données de chaque transect 1, appelé T₁, de chaque site puis en cumulant les individus de mai à août, soit pour un transect T₁ avec 4 valeurs de temps (N₁₁, N₁₂, N₁₃, N₁₄). Puis de façon identique, en utilisant les transects T₁ et T₂ de chaque site en mai, juin, juillet août soit (N₂₁, N₂₂, N₂₃, N₂₄), puis 3 transects T₁, T₂, T₃ toujours en mai, juin, juillet août (N₃₁, N₃₂, N₃₃, N₃₄)... 4 transects jusqu'à la fin août (N₄₁, N₄₂, N₄₃, N₄₄) etc. Certains sites disposent de 8 transects, d'autres n'ont seulement que 1 ou 2 transects et 1 ou 2 dates.

• Courbe d'accumulation des espèces

Le nombre d'espèces cumulé sur le milieu est déduit ensuite en fonction du nombre d'individus. La découverte des espèces est de son côté reliée à un modèle avec asymptote car sur la période de mai à août, il en existe un nombre limité qui y vivent ou qui y immigrent. Rappelons que les individus observés s'accumulent en nombre en fonction du nombre de visites « A » sur le terrain et dans le temps « T ». Les parcours des transects de chaque site, « A » est cumulé au cours de l'année et correspond à 0 < A < 20 km et dans le temps « T » avec 0 < T < 100 jours. « S » espèces sont identifiées en conséquence à partir individus observés « N », S dépend de N S(N) et N est fonction de la distance parcourue et du temps T écoulé depuis le 1^{er} mai. Notons que ces espèces apparaissent en mai-juin jusqu'à fin juillet, l'effort de comptage est suffisant pour en détecter la majorité.

La fonction de lissage retenue qui résume S(N) est donnée par :

$$[3] \quad S(N) = C_S \left(1 - e^{-\left(\frac{N}{N_0}\right)^m} \right).$$

Le coefficient de corrélation R² entre les valeurs de calcul du lissage et les données donne une validation à la formulation choisie. Il est en pratique supérieur à 0.98 pour la campagne 2017. Le choix de la fonction de lissage S(N) en fonction de l'effort d'échantillonnage N de type Weibull est intéressante car elle peut être interprétée en probabilité de détection des espèces en fonction de N, soit s(N) dérivée de la fonction S(N), en nombre d'espèces restant à découvrir 1-S(N), en fonction de hasard ou risque de découverte à partir de h(N)=s(N)/(1-S(N)), en quantiles p% de découvertes etc. Chacune de ces fonctions peut être déclinée en équation différentielle pour des simulations de compréhension. Cela ouvre éventuellement ainsi des options d'analyse (par exemple OKAGBUE *et al.*, 2018).

Le cumul des espèces est la première analyse de caractérisation de l'effort de terrain. Une asymptote S(N) obtenue au mois d'août permet déjà de caractériser un bon effort sur le terrain.

• Profils de diversité spécifique

La littérature ré-interpelle régulièrement sur le fait qu'il est difficile de n'utiliser qu'un indice, voire 2 ou 3 indices de mesure de la biodiversité et elle renvoie sur les tracés graphiques des profils de diversités. Disposant d'une courbe d'accumulation des espèces dans le temps, le comptage du nombre seul d'espèces est ensuite la donnée de base. Il s'agit de rajouter au nombre total d'espèces une information sur l'équilibre des espèces entre elles en abondances relatives. Cela conduit à un profil de répartition des abondances relatives où se retrouvent les espèces rares, communes, abondantes en individus. Les espèces classées ainsi par leurs abondances est une première information. Celles-ci pourront être pondérées éventuellement par la phylogénétique, par des traits etc.

Dans un premier temps, posons simplement que l'espèce n'existe, n'a d'intérêt que par son abondance relative p_i qui est égale au nombre d'individus X_i repérés sur le terrain pour cette espèce rapporté au nombre total d'individus X dénombré dans le milieu (Notation X au lieu N individus, N sera utilisé et précisé ensuite pour être le nombre de sites).

P_i est un nombre compris entre 0 et 1. Avec p_i^q la quantité de chaque espèce, plus q est important plus p_i^q est faible. Pour $q=0$ chaque espèce est identique, quand q tend vers l'infini seule l'espèce la plus nombreuse est prise en compte. Dans le raisonnement de base des « nombres de Hill », pour une valeur donnée de q , la somme des termes p_i^q des espèces est une mesure de la biodiversité. Cette quantité sommée des p_i^q n'est toutefois pas lisible intuitivement. Elle est remplacée ensuite par la recherche d'un « nombre équivalent d'espèces » D_q qui auraient chacune une proportion relative identique et égale à $1/D_q$. et telles que la somme des $1/D_q$ est égale à la somme des p_i^q . L'hypothèse recherchée est une répartition égale en proportion pour un milieu. L'égalité entre la somme des p_i^q des proportions initiales des espèces et de D_q fois la somme des $(1/D_q)^q$ permet le calcul de ce nombre d'espèces équivalentes D_q . C'est une moyenne généralisée, calculée à partir de leurs proportions relatives. Avec le cas particulier de $q=1$ ajouté, le calcul pratique du nombre de Hill « D » ou « D_q » s'écrit formellement:

$$[4] \quad D = \left(\sum_{i=1}^S p_i^q \right)^{\frac{1}{1-q}} \dots \text{et cas particulier pour } q = 1, D = \exp\left(\sum_{i=1}^S -p_i \log(p_i)\right)$$

La formulation pratique applicative est dite de Hill (HILL, 1973). C'est une fonction à un paramètre « q », un paramètre d'insensibilité aux espèces rares. Pour $q=0$, D_0 est le nombre total S d'espèces observées. Puis un ensemble de données discrètes complémentaire peut résumer dans un premier temps le profil, ce sont les indices de Shannon-Wiener pour $q=1$, de Simpson pour $q=2$, de Berger-Praker pour $q=\text{infini}$. Le calcul en fonction de « q » décrit tout le profil y compris les 4 indices de biodiversité.

• Lissage du profil de diversité

Le profil de diversité agrège visuellement les données discontinues des S espèces rares, aux espèces communes, abondantes. Pour effectuer des analyses statistiques, en plus des données de nombre d'espèces D_0 et de la proportion de l'espèce la plus abondante p_{\max} , il s'agit de résumer le profil de chacune de ces courbes par un minimum de paramètres, en l'occurrence 4, divisant ainsi par plus de 10 environ le nombre de données initiales p_i correspondantes. Une méthode analytique de lissage est proposée comme exercice dans ce rapport. Elle conduit en pratique à identifier les 4 paramètres suivants d'une fonction appelée « F_2 » : un paramètre « β » lié principalement aux espèces rares soit $q=1$, un exposant m décomposé en 3 valeurs, m_0 lié principalement aux espèces communes soit $q=2$, m_∞ et b liés aux espèces abondantes et à l'espèce la plus nombreuse soit en pratique lié principalement à $q=4$ et $q=\text{infini}$:

$$[5] \quad F_2 = e^{-\beta q^m} \text{ avec } m = (m_0 - m_\infty)e^{-b q^1} + m_\infty$$

Note : A partir du paramètre β plus facilement numériquement identifiable directement par la méthode des moindres carrés, il est plus lisible d'en déduire une valeur « q_0 ». Ce paramètre est plus explicite. « q_0 » est un point particulier sur l'axe des q partageant les espèces en deux groupes, la fonction précédente devient:

$$[6] \quad F_2 = e^{-\left(\frac{q}{q_0}\right)^m} \text{ toujours avec } m = (m_0 - m_\infty)e^{-b q^1} + m_\infty \text{ et } q_0 = \frac{1}{m^{1/\beta}}$$

Remarque le profil est alors résumé par q_0 , b , m_0 et m_∞ .

$$[7] \quad F_2 = e^{-\left(\frac{q}{q_0}\right)^m} \text{ et quand } q = q_0 \text{ } F_2 = e^{-1}$$

q_0 « dilate » ou « contracte » l'abscisse des q , c'est un curseur autour de la valeur particulière $q=1$ classiquement liée aux espèces rares. L'inverse de b égale à $1/b$ est aussi une valeur particulière sur l'axe des « q » liée à l'espèce la plus abondante. Dans le cas d'une analyse statistique, les termes successifs s'emboîtent et affine le lissage, imbrication d'importance dans l'ordre β , m_0 , m et b pour des analyses en composantes principales (ACP).

• Interpolation et extrapolation

L'effort d'échantillonnage du terrain correspond à un nombre d'individus détectés et un nombre d'espèces déduit. Ces données quantitatives sont relatives aux échantillons et ont déjà été analysées précédemment en termes d'accumulation. L'accumulation peut d'ailleurs être reprise non pas avec le nombre d'espèces D_0 seul mais aussi avec D_q .

Pour un dénombrement obtenu avec n individus, l'interpolation du nombre d'espèces en fonction du nombre d'individus m , $m < n$, connaissant les nombre d'individus X_i pour les i espèces, $i = 1$ à S_n est:

$$[8] \quad S_{m < n} = S_n + - \sum_{X_i \geq 1}^{X_n} \frac{\binom{n-X_i}{m}}{\binom{n}{m}} \dots m < n$$

- S_n : nombre d'espèces découvertes sur le terrain parmi n individus

A partir du nombre d'individus n repérés (CHAO & JOST, 2012), disposant de singletons, l'extrapolation à une campagne d'essai de $n+m$ individus est analytiquement déterminable par (GOTELLI & CHAO, 2013):

$$[9] \quad S_{n+m} = S_n + f_0 \left[\left(1 - \left(1 - \frac{f_1}{n f_0} \right)^m \right) \right] \dots m + n < 2n$$

La formule précédente est « simplifiable » pour extraire m :

$$[10] \quad m: S_{n+m} = S_n + f_0 \left[\left(1 - \exp \left(-\frac{m}{n} \frac{f_1}{f_0} \right) \right) \right]$$

- f_i : nombre d'espèces découvertes avec i individus, $i=1$ ou 2 en pratique,
- f_0 : nombre d'espèces manquantes. Avec f_1 et f_2 , le calcul du nombre total d'espèces manquantes du milieu peut être estimé (Chao_1). L'analyse de Lopez (LOPEZ *et al.*, 2012) apporte une correction pour les échantillonnages faibles et évite éventuellement d'envisager ensuite une campagne d'essais avec la recherche d'un trop grand nombre d'individus. f_0 est de l'ordre de $f_1^2/(2f_2)$ pour $f_2 > 0$ ou de l'ordre de $f_1(f_1-1)/2$ pour $f_2=0$.

• Taux de couverture

Dans l'échantillon observé, les nombres d'espèces repérées par 1 seul individu (singleton), par 2 individus (doubleton) etc. donnent aussi accès à la notion de qualité de l'échantillonnage. Si le nombre de singletons est nul, l'échantillonnage est dit complet. Si le nombre de singletons dépasse 20% du nombre d'espèces, l'échantillonnage est probablement insuffisant.

Le taux de couverture de l'échantillon est la probabilité qu'un individu de la communauté entière appartienne à une des espèces échantillonnées.

La formulation du calcul du taux de couverture C_n d'un site avec un échantillon de n individus est donné par:

- L'interpolation $C_{m<n}$ du taux de couverture pour un nombre d'individus de $m<n$ au lieu de n est estimée par des calculs d'arrangements :

$$[11] \quad C_{m<n} = 1 - \sum_{X_i \geq 1} \frac{X_i}{n} \frac{\binom{n-X_i}{m}}{\binom{n-1}{m}}$$

- La formulation extrapolée du taux de couverture avec un échantillon qui aurait $n+m$ individus au lieu de n ($m=n$ revient à doubler) s'écrit de façon analytique:

$$[12] \quad C_{n+m} = 1 - \frac{f_1}{n} \left(\frac{(n-1)(f_1-1)}{(n-1)(f_1-1)+2} \right)^{1+m} \dots \text{si } f_2 = 0$$

$$[13] \quad C_{n+m} = 1 - \frac{f_1}{n} \left(\frac{(n-1)f_1}{(n-1)f_1+2f_2} \right)^{1+m} \dots \text{si } f_2 > 0$$

L'extrapolation des données est acceptée dans la littérature jusqu'à un nombre d'individus de 2 à 3 fois n soit $m=n$ à $2n$.

L'indication d'indice de couverture des sites a pour but de les équilibrer pour les comparer. Les données régionales de 2017 cumulent les sites et offrent un taux de couverture dépassant 95%.

Rappelons que l'extrapolation pour anticiper un meilleur taux de couverture sans effort complémentaire important peut être corrigée car dans les formulations ci-dessus f_1 dépend de l'effort d'échantillonnage, et f_0 est estimée avec f_1 . Cette correction est abordée par L.C.S.Lopez (LOPEZ *et al.*, 2012).

Notons que le taux de couverture est une notion plus forte à préférer à celle du cumul du nombre d'individus qui donne accès au nombre d'espèces. Toutefois ces deux données indépendantes se renforcent.

• Comparaison des sites – Similarités, recouvrement

Les sites sont caractérisés par des abondances, des diversités. L'effort d'échantillonnage dans l'espace et dans le temps conduit à ces données sur l'année. Ces données sont lissées et résumées par quelques paramètres. Il s'agit maintenant de replacer la diversité moyenne des sites dans la diversité globale de la région. Deux niveaux sont abordés respectivement et dits α et γ . Elles se combinent pour mesurer la similarité des sites avec diversité β . Puis en adimensionnalisant la diversité β , cela donne accès à un indice de similarités C_{qN} vu des sites, ou détermine comment l'ensemble des espèces de la région se redistribuent dans les sites indice U_{qN} . La comparaison dans le temps de l'évolution de la région ou de diverses régions en parallèle est accessible par ces derniers indices.

En résumé, les sites sont caractérisés par des profils de diversité. Il s'agit de les résumer entre eux, de mesurer leurs interactions ou comment la région y répartit « ses » espèces. Comparer 2 sites est intuitif avec les échanges et recouvrement d'espèces, comparer l'ensemble des sites entre eux est plus difficile. Les indices CqN et UqN aident à un faire ce bilan.

α, β, γ diversité

L'observation de n individus sur un site d'un type d'écosystème donné conduit à un dénombrement d'espèces i, i variant de 1 à S. Par exemple sur un site n=66 individus, S=20 espèces sont identifiées dans un cas des landes humides. Cette diversité des sites, ce nombre d'espèces dont des rares, communes, abondantes, est mesurée localement dans chaque site et la moyenne pour tous les sites est notée diversité alpha D_α . Ce profil de diversité moyen équivalent est calculé aussi à son tour en fonction du paramètre q pour caractériser en moyenne les proportions d'espèces rares, communes, abondantes etc. Chaque site j de la région parmi les j=1 à N des sites observés a une richesse spécifique. Il peut être dénombré avec un effort, un taux de couverture différents. Il faut le pondérer en conséquence par un coefficient noté w_j . L'effort de dénombrement peut être défini par défaut à $w_j = 1/N$ si les sites ont été abordés de façon équivalente avec un bon taux de couverture. Plus généralement une pondération w_j liée au taux de couverture va indiquer si ce point est en pratique important. Le cumul des sites revient aussi à déterminer un nombre équivalent avec la même méthode que celle abordée pour les nombres de Hill qui détermine de son côté un nombre d'espèces équivalent qui est une notion lisible.

L'agrégation, le partage, le regroupement des individus de N sites, à l'échelle spatiale de la région, pour un même écosystème par exemple les landes humides, les pelouses calcicoles cumule les espèces associées. Le profil de diversité moyen de la région est calculé en fonction du paramètre q comme celle d'un site avec une éventuelle pondération des données des sites. Les formulations retenues sont diverses et dites de Routledge (1979), puis Jost (2006) (2007). Elles font encore l'objet de nombreuses discussions mais aussi peu à peu de consensus. Dans le rapport les formulations utilisées sont :

- Diversité globale de la région connaissant les proportions relatives des espèces i dans chaque site j pondéré par w_j :

$$[14] \quad D_\gamma = \left(\sum_{i=1}^S \left(\sum_{j=1}^N w_j p_{ij} \right)^q \right)^{\frac{1}{1-q}} \dots q \neq 1 ; D_\gamma = \exp \left\{ \sum_{i=1}^S \left[- \left(\sum_{j=1}^N w_j p_{ij} \right) \text{Log} \left(\sum_{j=1}^N w_j p_{ij} \right) \right] \right\} \dots q = 1$$

Si les communautés des S espèces des N sites ont un poids identique $w_j=1/N$, l'expression devient:

$$[15] \quad D_\gamma = \left(\sum_{i=1}^S \left(\frac{1}{N} \sum_{j=1}^N p_{ij} \right)^q \right)^{\frac{1}{1-q}} \dots q \neq 1 ; D_\gamma = \exp \left\{ - \sum_{i=1}^S \left[\left(\frac{1}{N} \sum_{j=1}^N p_{ij} \right) \text{Log} \left(\frac{1}{N} \sum_{j=1}^N p_{ij} \right) \right] \right\} \dots q = 1$$

Cette diversité γ fusionne les données des sites au niveau de la région comme si les sites faisaient partie d'un seul dénombrement.

Pour la diversité alpha de chaque site à comparer à celle dans la région, pour avoir une diversité gamma toujours supérieure à alpha, et ensuite obtenir une diversité bêta comprise entre 1 et N, pour enfin utiliser des abondances relatives ou absolues, la formulation de mise en cohérence de Chiu (Chiu et al., 2014) est la suivante :

$$[16] \quad D_\alpha = \frac{1}{N} \left(\sum_{i=1}^S \left(\sum_{j=1}^N (w_j p_{ij})^q \right)^{\frac{1}{1-q}} \dots q \neq 1 ; D_\alpha = \exp \left\{ - \left(\sum_{i=1}^S \left(\sum_{j=1}^N w_j p_{ij} \log(w_j p_{ij}) \right) \right) - \log(N) \right\} \dots q = 1$$

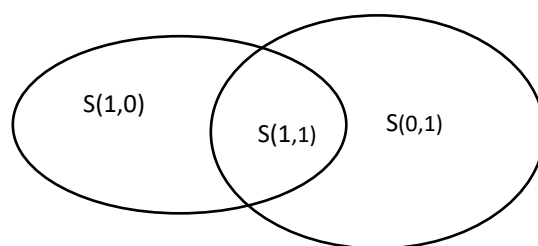
Avec ces diversités l'une globale γ et l'autre moyenne et locales α , mises en cohérence, s'ajoute la diversité de Whittaker β définie comme le rapport de la diversité γ sur la diversité α .

$$[17] \quad D_\beta = \frac{D_\gamma}{D_\alpha}$$

D_β utilisée ici est dite de formulation multiplicative. Sa borne inférieure est 1 qui se rencontre dans le cas des espèces identiques en type et proportions dans chaque site. La région et les sites sont alors identiques et assimilable à un seul site. La borne supérieure est égale à N (aucune espèce en commun entre les sites, proportions différentes entre les sites). D_β est interprétée comme le nombre effectif équivalent distincts de sites dans la diversité régionale ayant N sites. Il faut noter que le nombre de combinaisons des N sites et S espèces en type et proportions est grand et peut conduire aux mêmes valeurs de D_β . Les espèces ne sont pas différenciées dans ces formulations par des niveaux entre elles mais seulement par leur existence et par leurs proportions d'individus.

Pour comparer les similarités des compositions de sites d'une région au cours du temps ou entre diverses régions, la diversité D_β peut être rapportée entre 0 et 1. Ces formulations sont difficiles et le cas de 2 sites est simple. Le principe d'adimensionnalisation sur ces 2 sites repose sur des intersections d'ensemble. Si $S(1,0)$ est le nombre d'espèces dans le site 1, mais pas dans le site 2, si $S(0,1)$ est le nombre d'espèces dans le site 2 mais pas dans le site 1, si $S(1,1)$ est le nombre d'espèces dans le site 1 et aussi dans le site 2. Il s'ensuit des définitions d'indices différents :

- L'indice de Jaccard est le rapport entre le nombre d'espèces communes et le nombre d'espèces total : $S(1,1)/(S(1,0)+S(0,1)+S(1,1))$, soit 0 quand le nombre d'espèces partagé est nul et 1 quand le nombre d'espèces partagées est le nombre d'espèces total,
- L'indice de Sørensen est le rapport entre le double du nombre d'espèces communes et le nombre d'espèces total augmenté du nombre d'espèces partagées : $2S(1,1)/(S(1,0)+S(0,1)+2S(1,1))$, soit 0 quand le nombre d'espèces partagé est nul et 1 quand le nombre d'espèces partagées est complet etc.



Les méthodes de comparaison entre n sites au sein d'une même région ne sont pas uniques, les indices choisis ci-dessous sont le prolongement des raisonnements dits en « nombres de Hill » et comme les nombres de Hill ont des propriétés discutées mais aussi reconnues, elles le sont de la même façon.

Similarités généralisées – fonction de q

Ces différents indices de chevauchement ou de similarité (CHAO *et al.*, 2014 ; CHIU *et al.*, 2014 ; CHAO & CHIU, 2016) ont donc pour but de résumer, de quantifier au mieux le partage des espèces entre sites.

Ils le font aussi en fonction de la prise en compte du caractère de rare, commun etc. quantifié par le paramètre « q » en cohérence avec les nombres de Hill. Il existe aussi des définitions encore plus générales, identiques en forme, et différenciant les « qualités » des espèces par des traits, la phylogénétique, etc. en plus de leur proportions relatives d'individus:

- Mesure de chevauchement, vu des sites C_{qN} : valeur d'abondance moyenne des espèces d'une communauté d'un site qui est partagée dans toutes les autres communautés des sites. La référence est le nombre moyen d'espèces dans les sites. C_{qN}=0 aucun chevauchement, C_{qN}=1, chevauchement complet. La généralisation de cet indice de chevauchement moyen pour N communautés et avec des abondances quelconques conduit à la formulation :

$$[18] \quad C_{qN} = \frac{\left(\frac{1}{D\beta}\right)^{q-1} - \left(\frac{1}{N}\right)^{q-1}}{1 - \left(\frac{1}{N}\right)^{q-1}} \dots \text{si } q <> 1 \text{ et } C_{1N} = \frac{\text{Log}(D\alpha) - \text{Log}(D\gamma) - \sum_{j=1}^N w_j \text{Log}(w_j)}{\text{Log}(N)} \text{ si } q = 1$$

Ce cas général peut être dégénéré en indice de similarité classique dit de Sørensen pour q=0 et N=2.

- Mesure de la similarité vue du global, de la région U_{qN} : les communautés de chaque site sont maintenant agglomérées au niveau de la région et définissent une seule communauté. La référence est les espèces de la région. Il s'agit de quantifier la proportion de ces espèces de la communauté de la région qui est partagée dans chaque site en moyenne.

$$[19] \quad U_{qN} = \frac{\left(\frac{1}{D\beta}\right)^{1-q} - \left(\frac{1}{N}\right)^{1-q}}{1 - \left(\frac{1}{N}\right)^{1-q}} \dots \text{si } q <> 1 \text{ et } U_{1N} = C_{1N} = \frac{\text{Log}(D\alpha) - \text{Log}(D\gamma) - \sum_{j=1}^N w_j \text{Log}(w_j)}{\text{Log}(N)}$$

L'indice de similarité de Jaccard est un cas particulier et correspond au cas q = 0 and N = 2.

Et les cas particuliers d'indice de similarité pour U_{qN} et C_{qN} sont présentés dans les rapports, S_{qN} est dénommée homogénéité et V_{qN} le complément au recouvrement :

$$[20] \quad S_{qN} = \frac{\frac{1}{D\beta} \frac{1}{N}}{1 - \frac{1}{N}} \dots V_{qN} = 1 - \frac{D\beta - 1}{N - 1}$$

Exercice de similarité

Les notions généralisées de similarité U_{qN} ou de recouvrement C_{qN} sont difficiles et complexes. Elles sont explicitées dans l'exercice suivant qui les applique dans 2 cas simples pour distinguer C_{qN} et U_{qN}.

- **Cas 1 « C_{qN} »** : La région cumule dans 5 espèces les individus de ses 2 sites constitués chacun de 3 espèces avec les mêmes abondances 2 individus, soit une communauté du site 1: (S1, S2, S3, S4, S5) = (2, 2, 2, 0, 0) et une communauté du site 2: (S1, S2, S3, S4, S5) = (2, 0, 0, 2, 2). L'espèce 1 est partagée entre les deux sites, « elle se chevauche entre les 2 sites », soit un chevauchement de l'espèce 1 relatif au nombre moyen d'espèces des sites 3, la variable recouvrement est nommée C_{qN}=1/3. Le calcul général du cas conduit au tableau :

Cas 1	Nombre d'individus dans les sites et la région					
N=2 sites	Espèce:	1	2	3	4	5
Poids : w _j =0.5	Région	4.0	2.0	2.0	2.0	2.0
0.50	Site1	2.0	2.0	2.0	0.0	0.0
0.50	Site2	2.0	0.0	0.0	2.0	2.0



La région a 5 espèces, avec des proportions relatives différentes. Son profil en fonction de q n'est pas constant colonne 1. Les sites 1 et 2 ont le même nombre d'espèces =3 avec les mêmes proportions. Leurs profils de diversité sont identiques colonne 2. Donc la diversité des sites est de 3 espèces et indépendamment de q , pas d'espèces rares ou abondantes. En nombre d'espèces total, la région est résumée par 1.67 sites à cause des similarités entre les sites, ou particulièrement constituée de 1 site pour l'espèce la plus abondante qui se retrouve de son côté dans chaque site, pour le cas de q infini, en colonne 3. Les conclusions en nombre de sites équivalents permettent d'envisager une communication de résultats simple, il s'agit d'un nombre.

Les sites ont le même poids de 0.5, soit le même effort de dénombrement. Le calcul avec les formulations générales de CqN et UqN donne le tableau suivant:

q	gamma D_γ Région : Constante	alpha D_α Site : Variable	beta D_β	Recouvrement CqN	Similarité UqN	Similarité SqN	Echange VqN
0.00	5.00	3.00	1.67	33%	20%	20%	33%
0.05	4.99	3.00	1.66	33%	21%	20%	34%
0.25	4.94	3.00	1.65	33%	23%	21%	35%
0.50	4.89	3.00	1.63	33%	26%	23%	37%
1.00	4.76	3.00	1.59	33%	33%	26%	41%
1.50	4.63	3.00	1.54	33%	41%	30%	46%
2.00	4.50	3.00	1.50	33%	50%	33%	50%
3.00	4.24	3.00	1.41	33%	67%	41%	59%
4.00	4.02	3.00	1.34	33%	80%	49%	66%
6.00	3.69	3.00	1.23	33%	94%	63%	77%
8.00	3.50	3.00	1.17(1)	33%	98%	71%	83%

Vu des sites, soit CqN , 1 espèce est partagée entre les 2 sites sur leurs 3 espèces. Colonne 4, on y retrouve les 33% au niveau du recouvrement quelle que soit la valeur de q puisque les proportions d'individus est identique.

La similarité UqN est vue de la région. 1 seule de toutes les espèces est identique dans les sites sur les 5 espèces de la région soit 20% en colonne 5 pour $q=0$. L'espèce 1 la plus abondante se retrouve dans les 2 sites avec la même abondance donc pour $q=\infty$ $UqN=100\%$. UqN commence à 20%=1/5 et termine à quasiment 100% car cette espèce 1 est abondante dans les 2 sites avec le même nombre d'individus.

- **Cas 2 « UqN »:** Dans ce nouvel exemple, la région accumule les individus de 2 sites, site 3 et site 4, avec chacun 4 espèces d'abondances non nulles : un site avec une communauté n°3: (S1, S2, S3, S4, S5) = (1, 1, 1, 2, 0) et un site avec une communauté n°4: (S1, S2, S3, S4, S5) = (1, 1, 1, 0, 2). La région agrège ces 2 sites de 4 espèces. Sa composition est constante en nombre d'individus par espèce soit 2: (S1, S2, S3, S4, S5) = (2, 2, 2, 2, 2); 3 espèces sont identiques en composition dans les sites sur les 5 espèces de la région. La similarité UqN des sites, vue de la région, est de 3 sur 5 soit 60%. Note : Le recouvrement CqN des 4 espèces de chaque site de ce cas 2 est de son côté de $\frac{3}{4}$ soit $CqN=75\%$ pour $q=0$ et de 0 pour l'espèce la plus abondante qui n'est pas identique.



Nombre d'individus dans les sites et la région						
2	Espèce:	1	2	3	4	5
Sites : w _j =0.5	Région	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0
0.50	Site1	1.0	1.0	1.0	2.0	0.0
0.50	Site2	1.0	1.0	1.0	0.0	2.0

	gamma	alpha	beta	Recouvrement	Similarité	Similarité	Echange
q	D _γ	D _α	D _β	C _q N	U _q N	S _q N	V _q N
0.00	5.00	4.00	1.25	75%	60%	60%	75%
0.05	5.00	3.99	1.25	74%	60%	60%	75%
0.25	5.00	3.95	1.27	72%	60%	58%	73%
0.50	5.00	3.90	1.28	68%	60%	56%	72%
1.00	5.00	3.79	1.32	60%	60%	52%	68%
1.50	5.00	3.68	1.36	51%	60%	47%	64%
2.00	5.00	3.57	1.40	43%	60%	43%	60%
3.00	5.00	3.37	1.48	27%	60%	35%	52%
4.00	5.00	3.20	1.56	16%	60%	28%	44%
6.00	5.00	2.98	1.68	4%	60%	19%	32%
8.00	5.00	2.84	1.76	1%	60%	14%	24%

La similarité des sites vue de la région du cas 2 est de $3/5=60\%$ quelle que soit q .

Dans le cas 1 précédent une espèce sur les 5 de la région est commune dans les 2 sites, soit $U_{qN}=20\%$. L'espèce la plus nombreuse est différente.

Note sur l'intérêt des profils en fonction de q : Pour $q=1$, $U_{qN}=C_{qN}$, ce qui indique que le profil de diversité ou le profil des recouvrements et similarités différencie les sites sur la plage complète $0 < q < 4$.

Note sur l'intérêt d'agréger les données en indice : Les valeurs des formulations générales des recouvrements ou similarités des sites des régions données U_{qN} et C_{qN} ne sont pas intuitives par le seul examen des dénombrements. Dans la mesure où elles font intervenir S espèces $i=1$ à S , N sites $j=1$ à N , les pondérations entre les sites w_j , $j=1$ à N , la prise en compte des raretés des espèces $q=1$ à 4 , cela conduit à agréger un nombre de combinaison d'environ 100 espèces, 20 sites, 20 pondérations, 10 valeurs de q soit environ 400 000 combinaisons. De plus ces valeurs de C_{qN} ou U_{qN} explicités ici dans le cas de la diversité d'espèces sont aussi applicables dans le cas de la diversité fonctionnelle par exemple ou de la diversité phylogénétique, où il faut rajouter la variable de différenciation des espèces, soit environ $0.5 \cdot 100 \cdot 100$ fois plus etc. Ce qui conduit à $400\,000 \cdot 0.5 \cdot 100 \cdot 100 = 2$ milliards de combinaison résumées à une dizaine de valeurs de C_{qN} ou U_{qN} .

• Diversité fonctionnelle – Exercice 2017 – Principe

Un raisonnement plus général que les proportions d'abondance consistent à prendre en compte non plus uniquement les nombres d'individus des espèces mais aussi leurs différenciations entre elles. Les publications sur ce sujet datent des années 1990 (SCHLEUTER *et al.*, 2010). Cela conduit à introduire une diversité fonctionnelle, phylogénétique, des traits divers leur donnant un poids spécifique etc. Pour une d'illustration, dans le cas le plus simple, les espèces issues d'un même genre sont par exemple plus proches entre elles que des espèces issues de genre différent. Nous pouvons poser que la distance, la différenciation (non plus la similarité) entre une espèce et elle-même est de $d_{ii}=0$ si les individus sont

équivalents, que la distance entre 2 espèces issues du même genre est a priori de 0.5 et la distance entre des espèces de genre différent est de 1. Pour avoir une courbe continue la valeur de la différenciation peut être rapportée à une valeur entre zéro et 1 par une fonction quelconque par exemple une forme de Weibull. Cette notion de distance permet d'avoir un paramètre continu quantitatif de différenciation entre les espèces qui devient un élément de raisonnement à part entière.

Une matrice de distance, de *différenciation* entre les espèces est introduite :

$$[21] \quad \begin{bmatrix} d_{11} & d_{12} & \dots & d_{1S} \\ d_{21} & d_{22} & \dots & d_{2S} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ d_{S1} & d_{S2} & \dots & d_{SS} \end{bmatrix}$$

Avec le même raisonnement que celui des nombres de Hill, au lieu de considérer une collection des S espèces différentes, il s'agit de prendre en compte la richesse potentielle des relations entre les espèces deux à deux, soit au maximum SxS relations. La collection « d'espèces » devient en nombre S² au lieu de S. La probabilité d'un lien entre les deux espèces i et j est p_i p_j. La distance moyenne entre 2 espèces est l'indice de Rao (1982) dit entropie quadratique (RAO, 2010) résumant le conflit entre les espèces, entre les individus d'une espèce (d_{ii}<0 les individus sont dissociables en partie). La distance est pondérée par les abondances :

$$[22] \quad Q_{Rao} = Q = \sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^S d_{ij} p_i p_j$$

Dans le cas où les individus d'une même espèce sont indifférenciés, d_{ii}=0, la distance moyenne devient un cas particulier de la formule ci-dessus:

$$[23] \quad Q_{Rao*} = Q_* = \sum_{i=1}^S \sum_{i \neq j}^S d_{ij} p_i p_j$$

Si en plus les distances entre les espèces est identique, la formulation dite FAD=Functional Attribute Diversity de Walker 1999 s'écrit :

$$[24] \quad Q_{FAD} = FAD = \sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^S p_i p_j$$

A partir de cette nouvelle collection de paires d'espèces ij à savoir (1,1), (1,2), ... (i,j) ... (S,S), comme dans le cas des nombres de Hill, il est posé que dans le cas de paires d'espèces avec une abondance relative homogène 1/D et une distance moyenne entre espèce de Q_{Rao}=Q (individus différenciables dans une espèce) :

$$[25] \quad \sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^S d_{ij} (p_i p_j)^q = \sum_{i=1}^D \sum_{j=1}^D d_{ij} \left(\frac{1}{D} \frac{1}{D}\right)^q$$

$$[26] \quad \sum_{i=1}^D \sum_{j=1}^D Q \left(\frac{1}{D} \frac{1}{D}\right)^q = Q D^2 D^{-2q} = Q D^{2(1-q)}$$

Le nombre de Hill fonctionnel, nombre de paires d'espèces équivalentes avec une distance identique Q est :

$$[27] \quad D(q) = \left(\sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^S \frac{d_{ij}}{Q} (p_i p_j)^q \right)^{\frac{1}{2(1-q)}} \dots q \neq 1$$

Dans le cas q=1, la formulation :

$$[28] \quad D(1) = \exp \left(-\frac{1}{2} \sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^S \frac{d_{ij}}{Q} p_i p_j \text{Log}(p_i p_j) \right)$$

Puisque nous avons une distance identique Q entre les « espèces » liée à un nombre équivalent d'espèces D, pour traduire en unité de distance qui sépare en moyenne une espèce de toutes les autres

espèces, il faut parcourir $MD = Q \times D$. MD est la dispersion moyenne d'une espèce parmi les autres, pour ce trait fonctionnel donné par la matrice [d]. Cette dispersion par espèce se retrouve dans les D espèces, cela donne la dispersion fonctionnelle de toutes les espèces de l'assemblage $FD = MD \times D$ ou bien $D = FD/MD$.

$$[29] \quad MD(q) = Q \left(\sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^S \frac{d_{ij}}{Q} (p_i p_j)^q \right)^{\frac{1}{2(1-q)}} \dots q \neq 1$$

$$[30] \quad FD(q) = DQ \left(\sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^S \frac{d_{ij}}{Q} (p_i p_j)^q \right)^{\frac{1}{(1-q)}} \dots q \neq 1$$

En résumé, les expressions des formulations en nombre de Hill des diversités fonctionnelles sont relativement proches de celles utilisées pour les nombres de Hill qui ne prennent en compte que les proportions relatives des espèces. Les calculs conduisent à des notions finales simples de nombres équivalents qu'il est possible de communiquer contrairement à des données d'entropie par exemple qui ne parlent pas directement. C'est une voie d'analyse globale qui reste discutée mais qui n'a pas d'équivalent en cohérence pour l'instant en mesure de diversité, en similarité, avec prise en compte de traits de différenciation, de données phylogénétique etc.

• Discussion sur le principe de calcul des nombres de Hill

Le calcul des « en nombres de Hill » repose sur une référence d'homogénéité. Celle-ci a été retravaillée par plusieurs auteurs. Ce point cite une de ces démarches.

Dans le cas de la diversité de « i » espèces, $i=1$ à S, avec des données de comptage de n_i individus par espèce, soit n individus tout, si les espèces sont différenciées simplement par leurs abondances relatives $p_i = n_i/n < 1$, soit une somme des $p_i = 1$, les nombres de Hill reviennent à assimiler ces « S » espèces avec des abondances différentes, à un ensemble de « D » espèces avec des abondances identiques $1/D$ et telles que :

$$[31] \quad \sum_{i=1}^S p_i^q = \sum_{i=1}^D \left(\frac{1}{D} \right)^q = D D^{-q} = D^{1-q}$$

Le paramètre q, variant de 0 à l'infini, introduit une notion de sensibilité de la mesure de la diversité aux abondances des espèces (LEINSTER & COBBOLD, 2012). Le milieu est fragilisé par le manque de diversité s'il renferme quelques espèces abondantes. Si le milieu renferme en revanche des espèces avec des abondances équilibrées et en plus grand nombre, il est moins fragile.

Avec une valeur de $p_i < 1$, plus q est important et plus p_i^q est faible. $q=8$ par exemple néglige totalement les espèces rares, $q=1$ retient les espèces rares, $q=0$ garde toutes les espèces quelles que soient leurs proportions relatives. Le nombre équivalent D d'espèces est donné par :

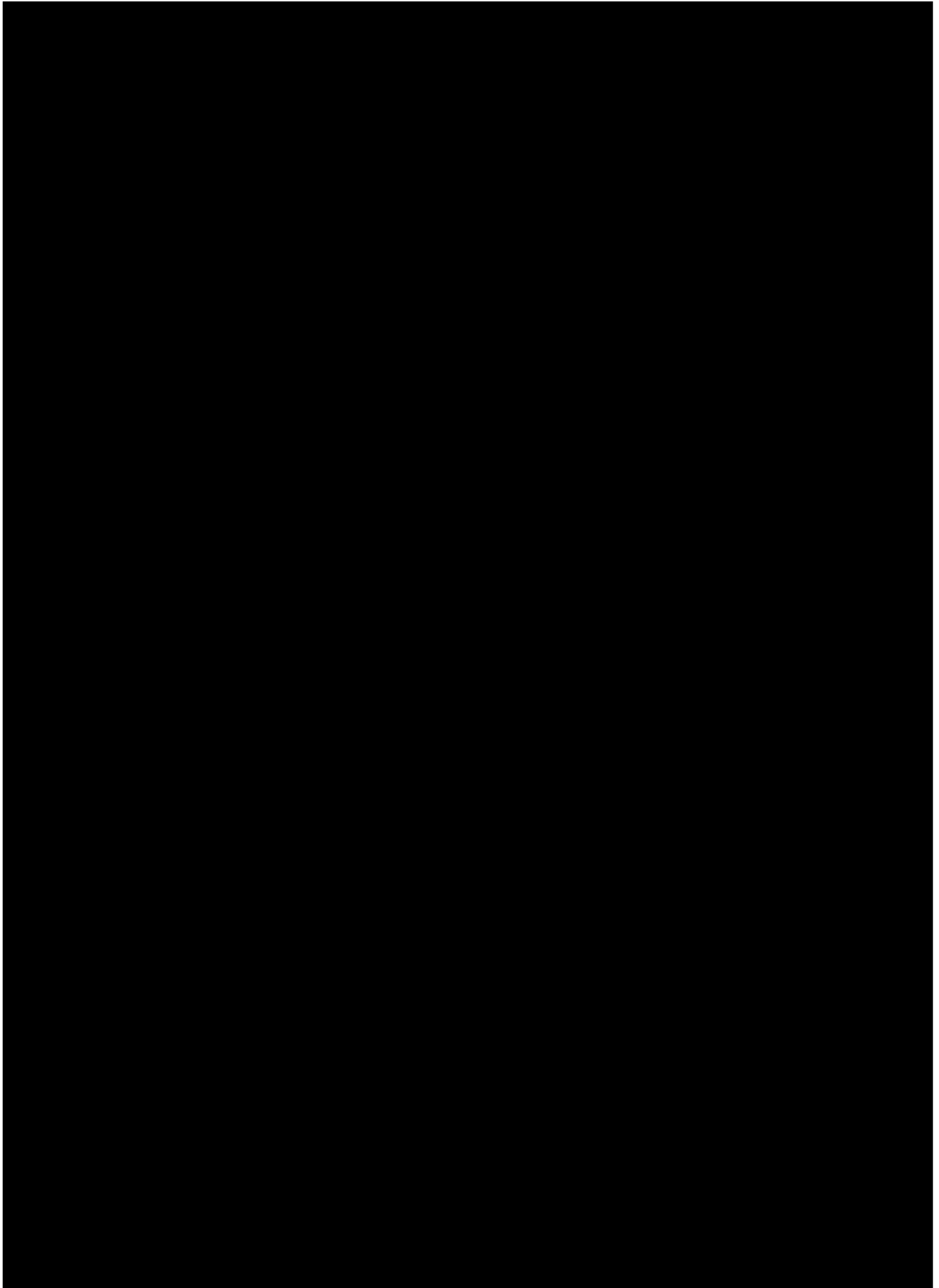
$$[32] \quad D = \left(\sum_{i=1}^S p_i^q \right)^{\frac{1}{1-q}}$$

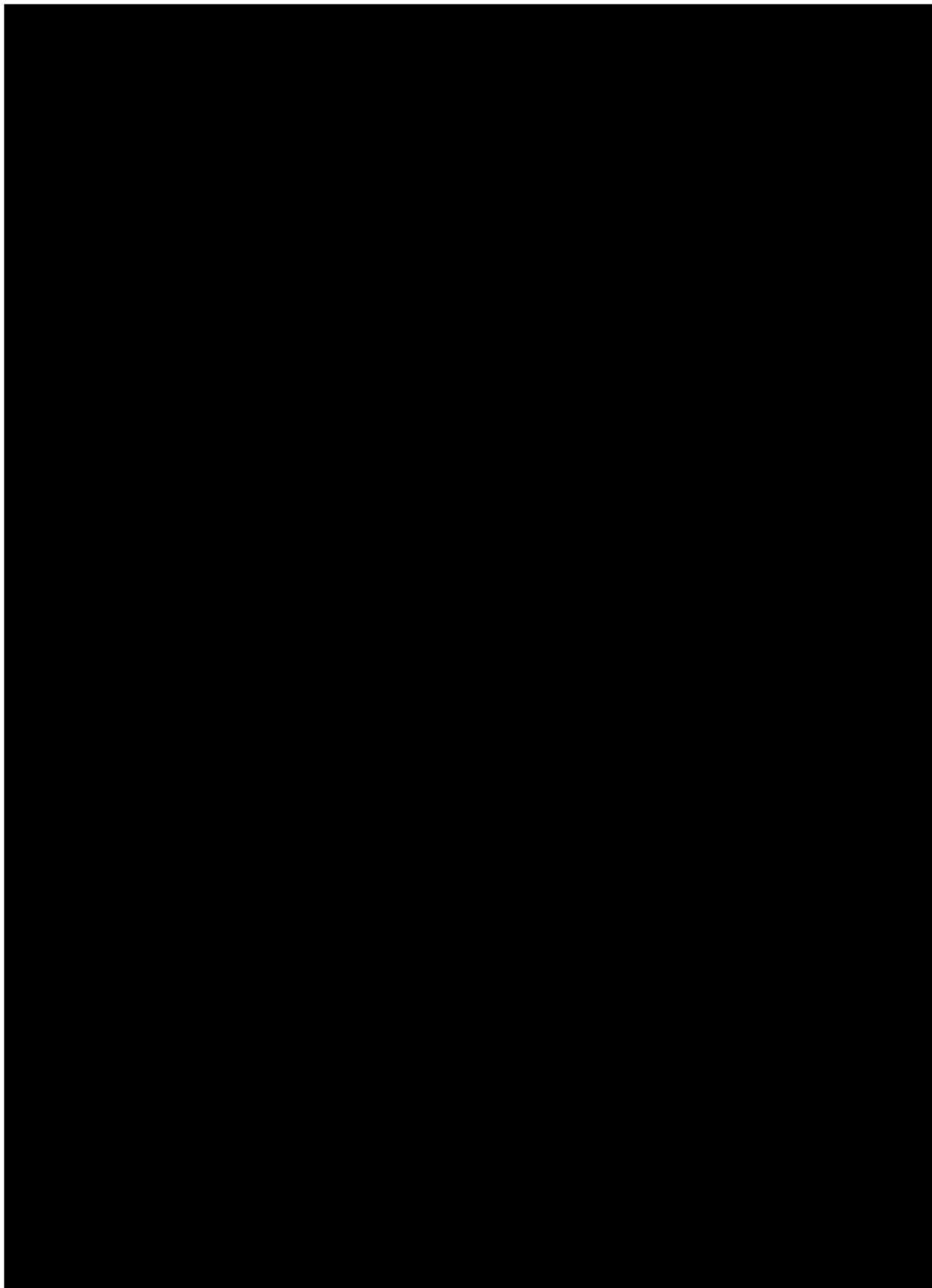
Cette formule peut aussi s'écrire :

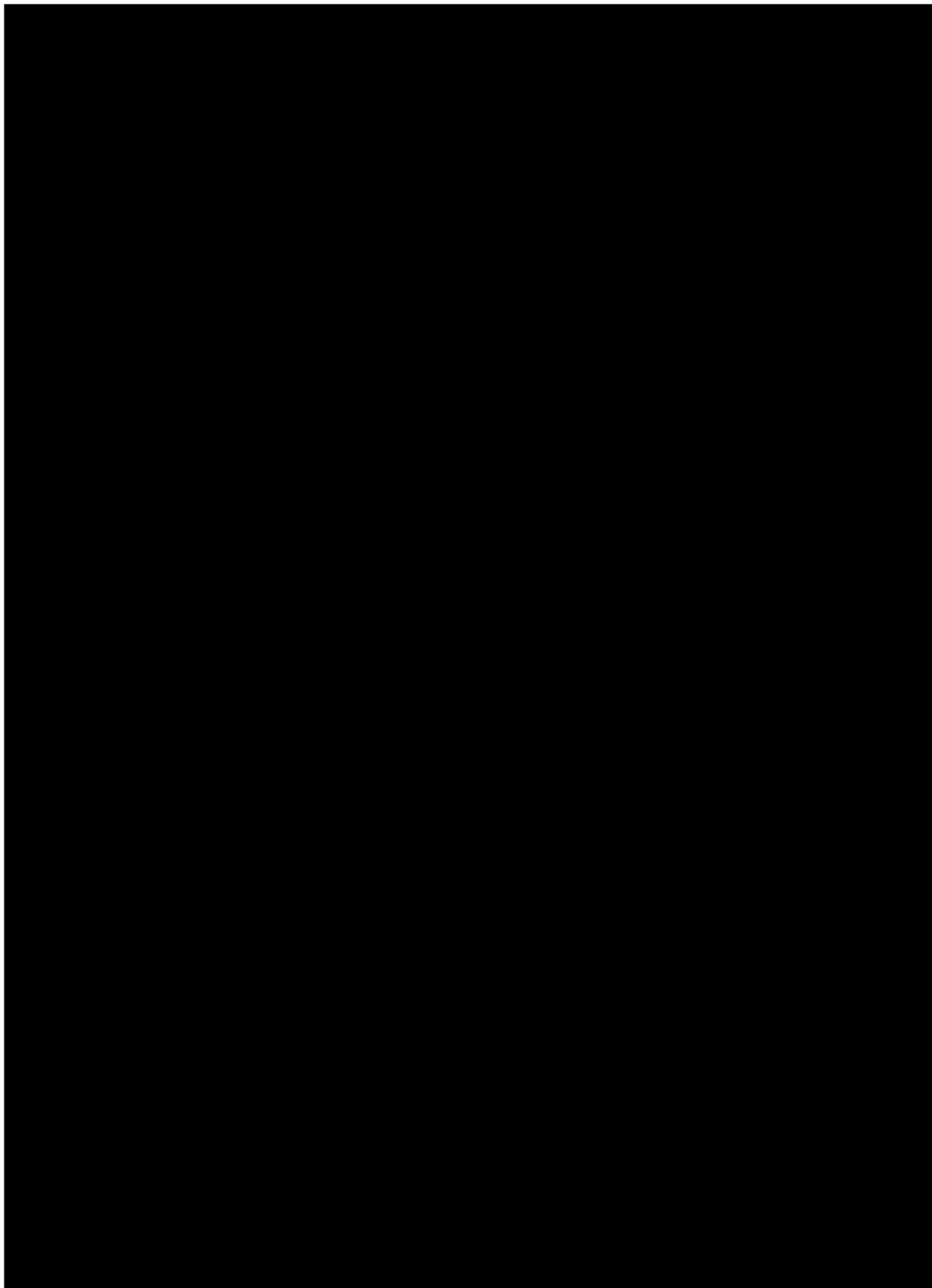
$$[33] \quad D = \left(\sum_{i=1}^S p_i p_i^{q-1} \right)^{\frac{1}{1-q}}$$

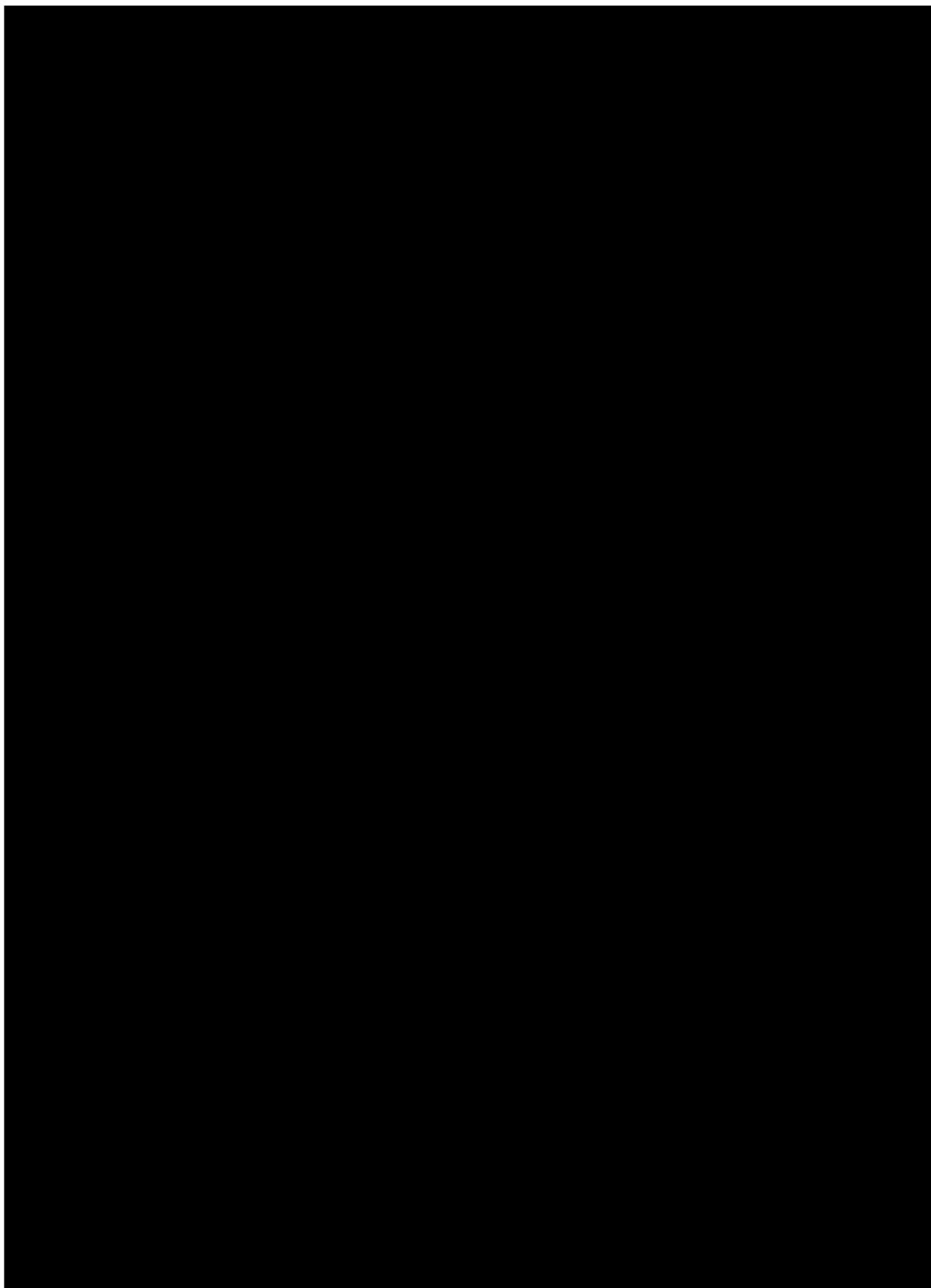
Leinster généralise la formulation ci-dessus et donne une signification de la pondération p_i^{q-1} , qui devient pour lui un terme global Z lié non seulement aux proportions relatives mais aux *similarités des espèces*, il le nomme Z_i^{q-1} (LEINSTER & COBBOLD, 2012). Le paramètre q reste le paramètre d'insensibilité aux espèces rares. La référence à un profil plat est alors abandonnée dans les conséquences de son raisonnement.

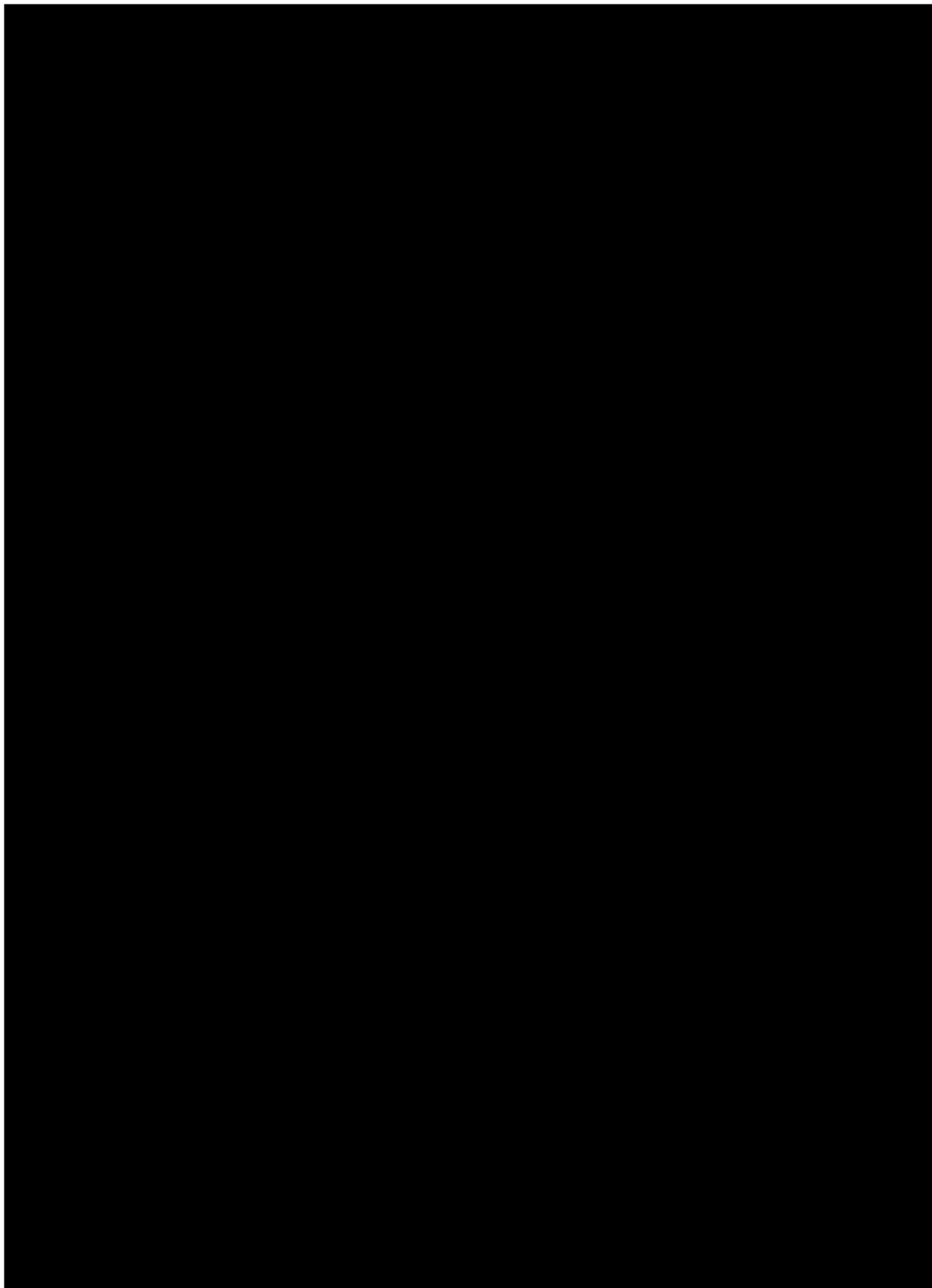
Annexe. 13. Carte des suivis des sites de micromammifères

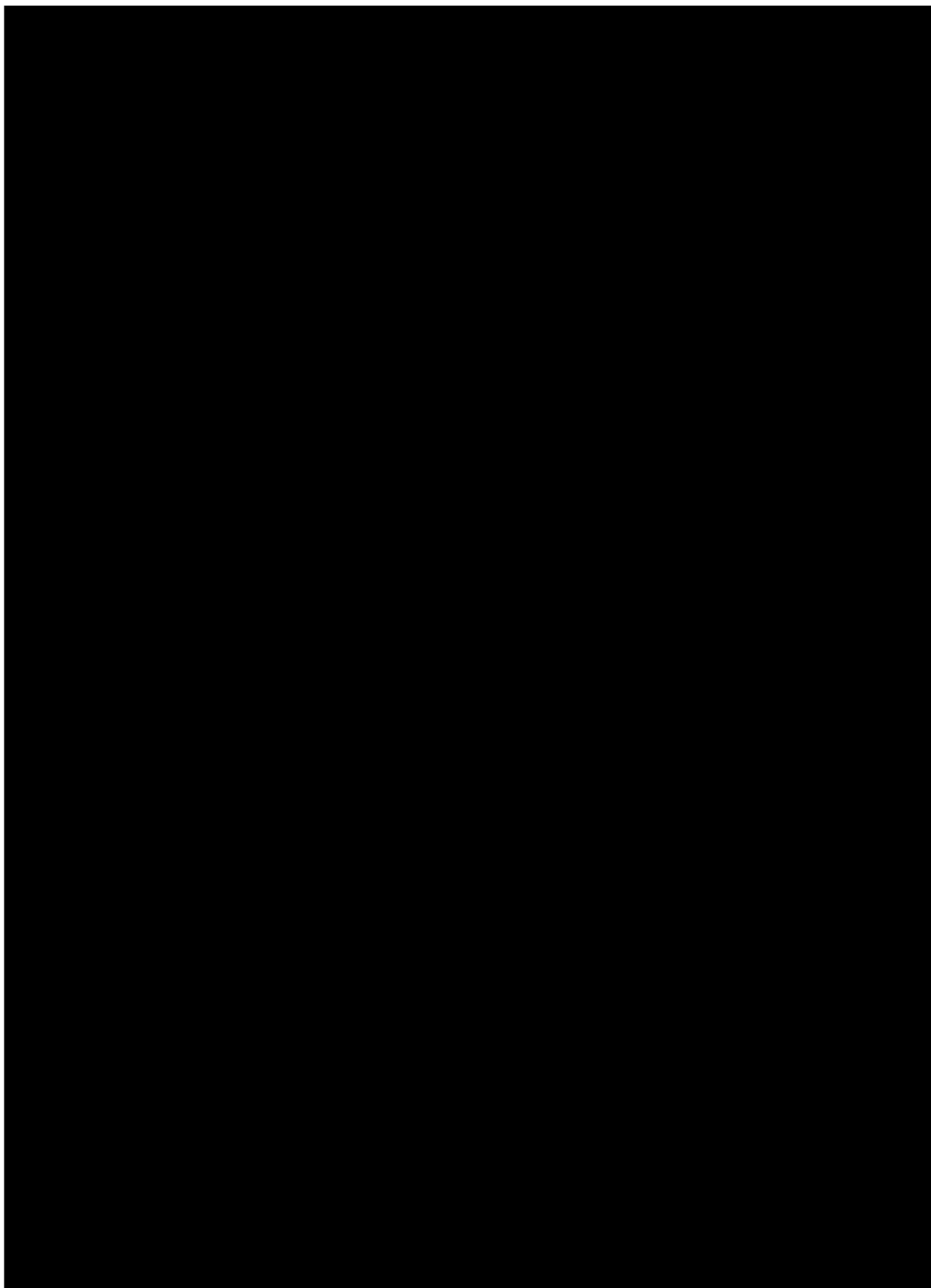


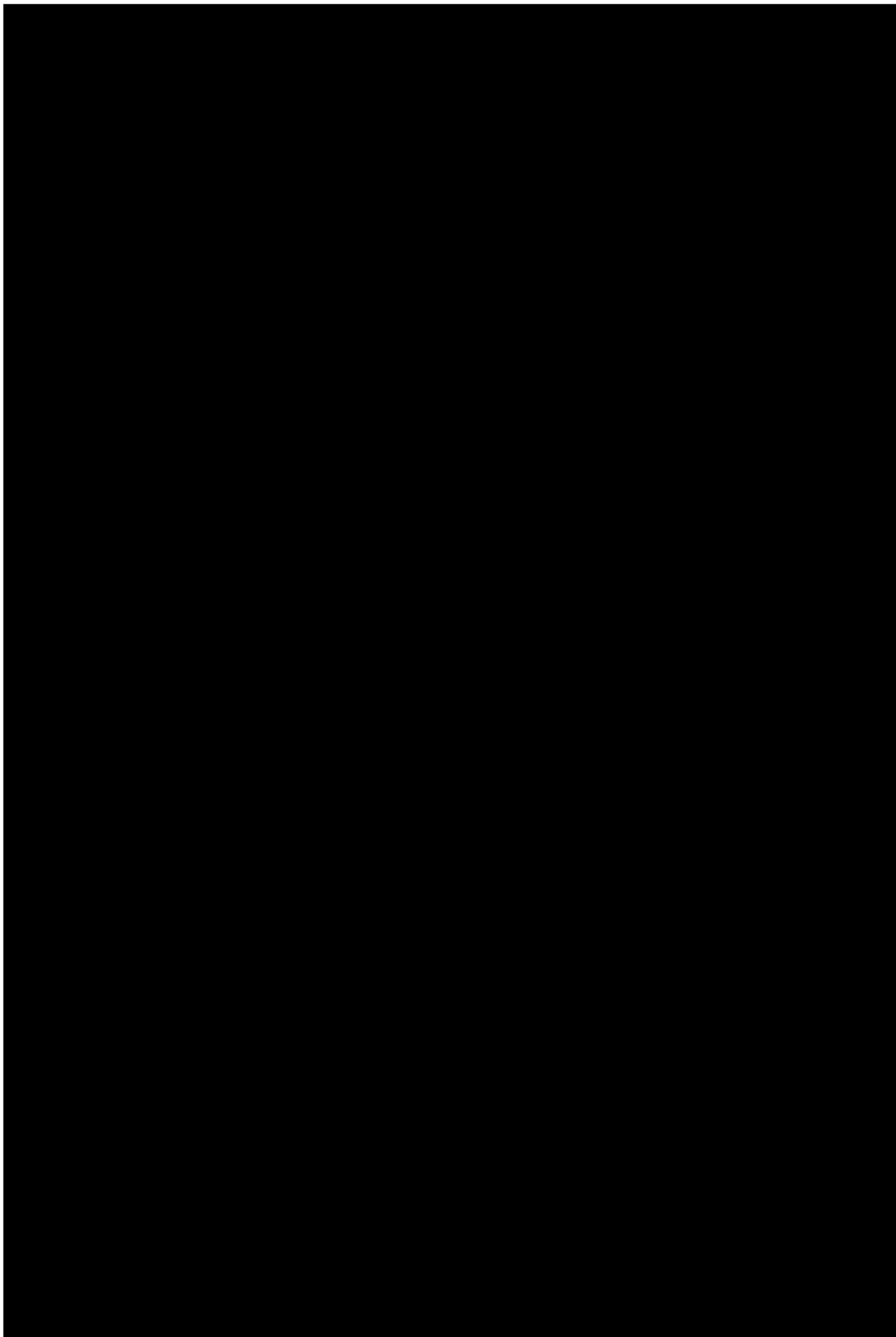


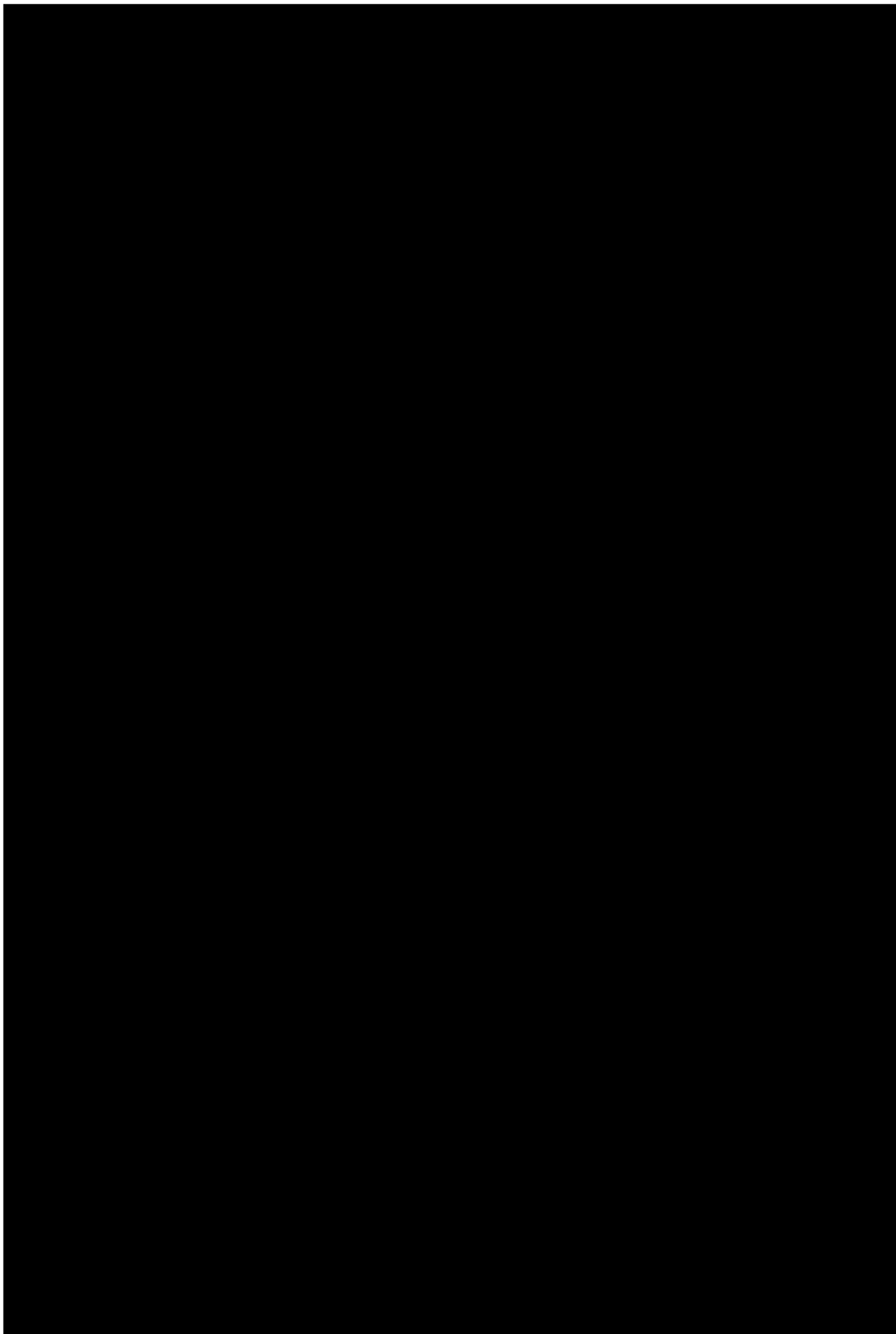


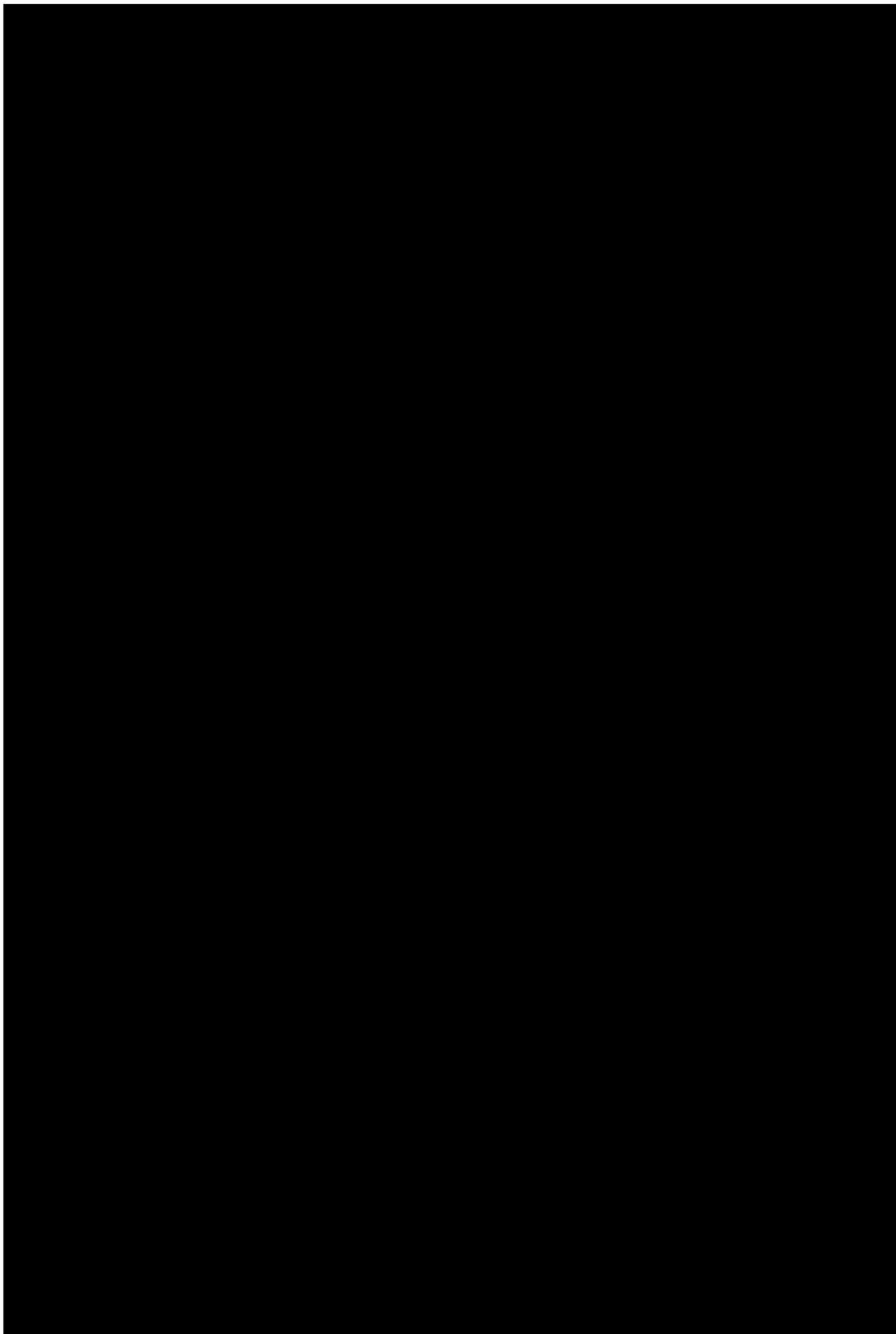


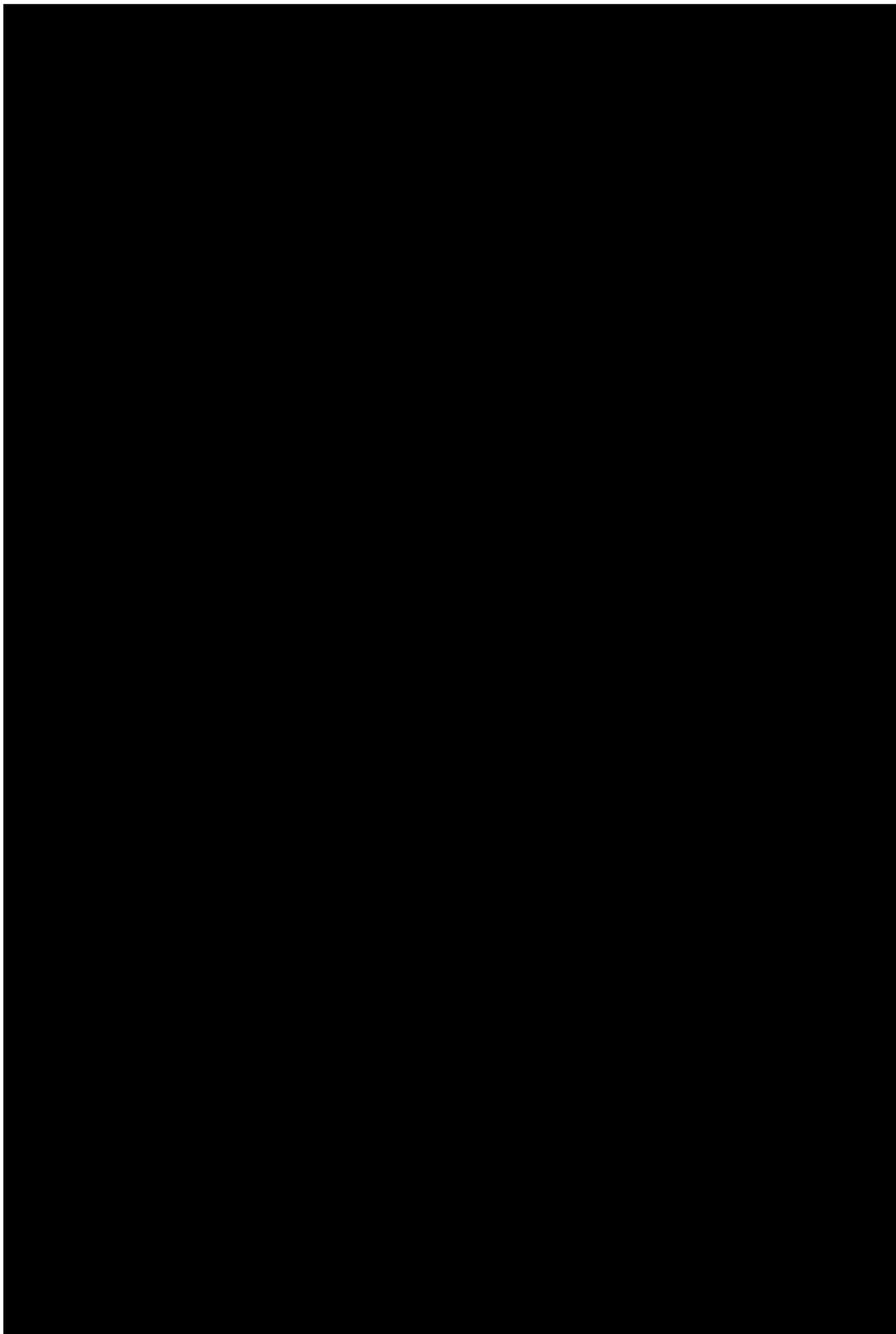




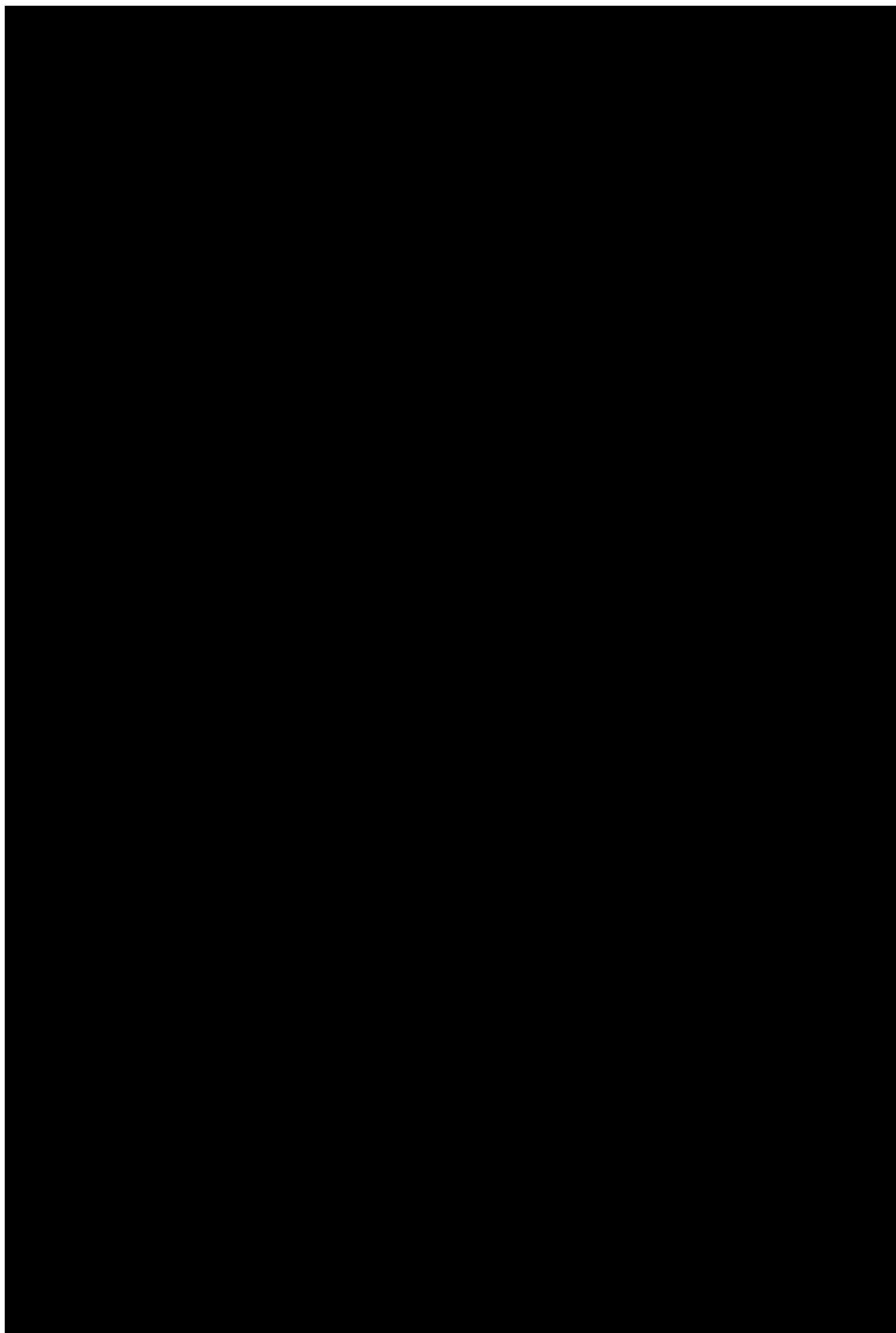


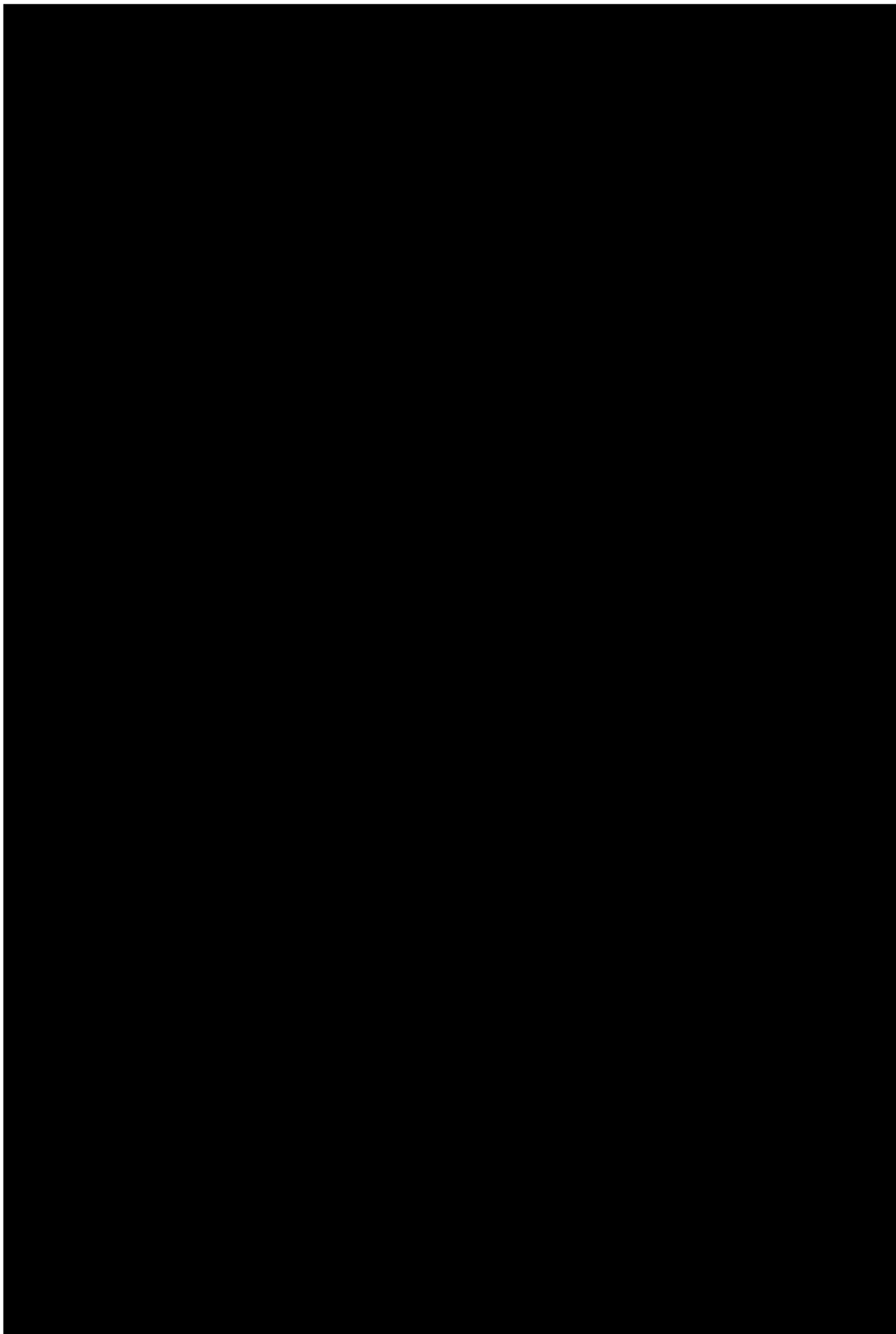


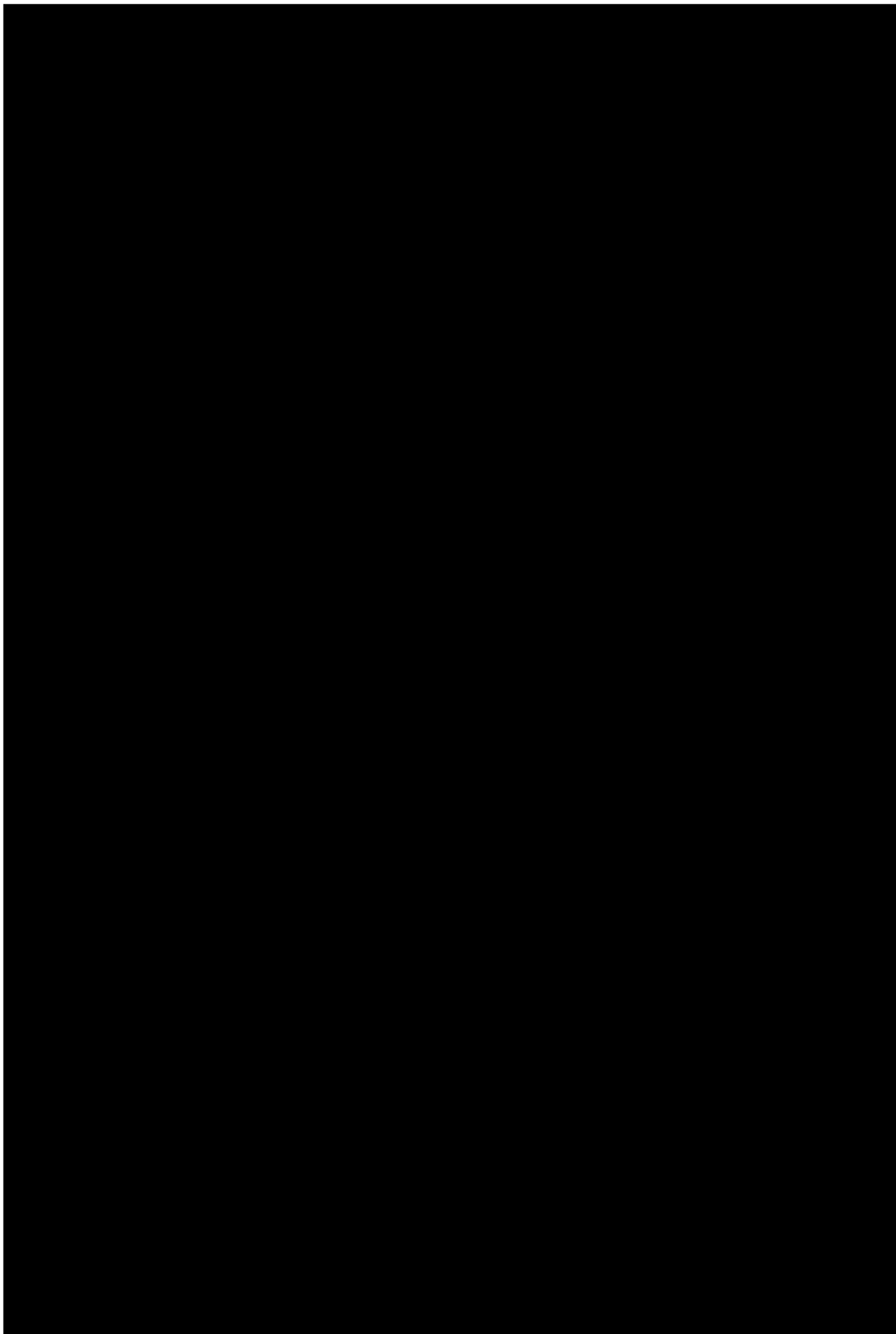


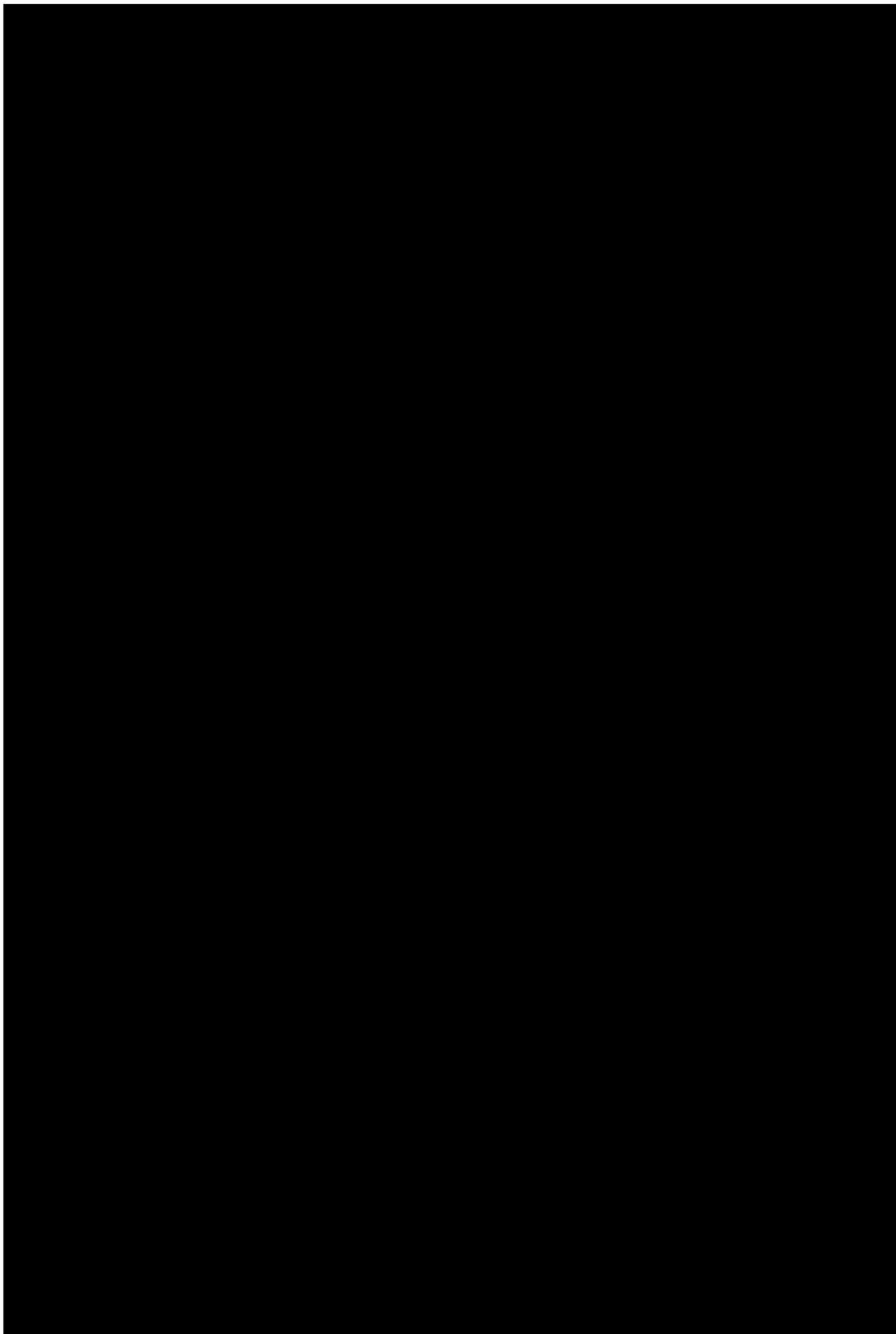


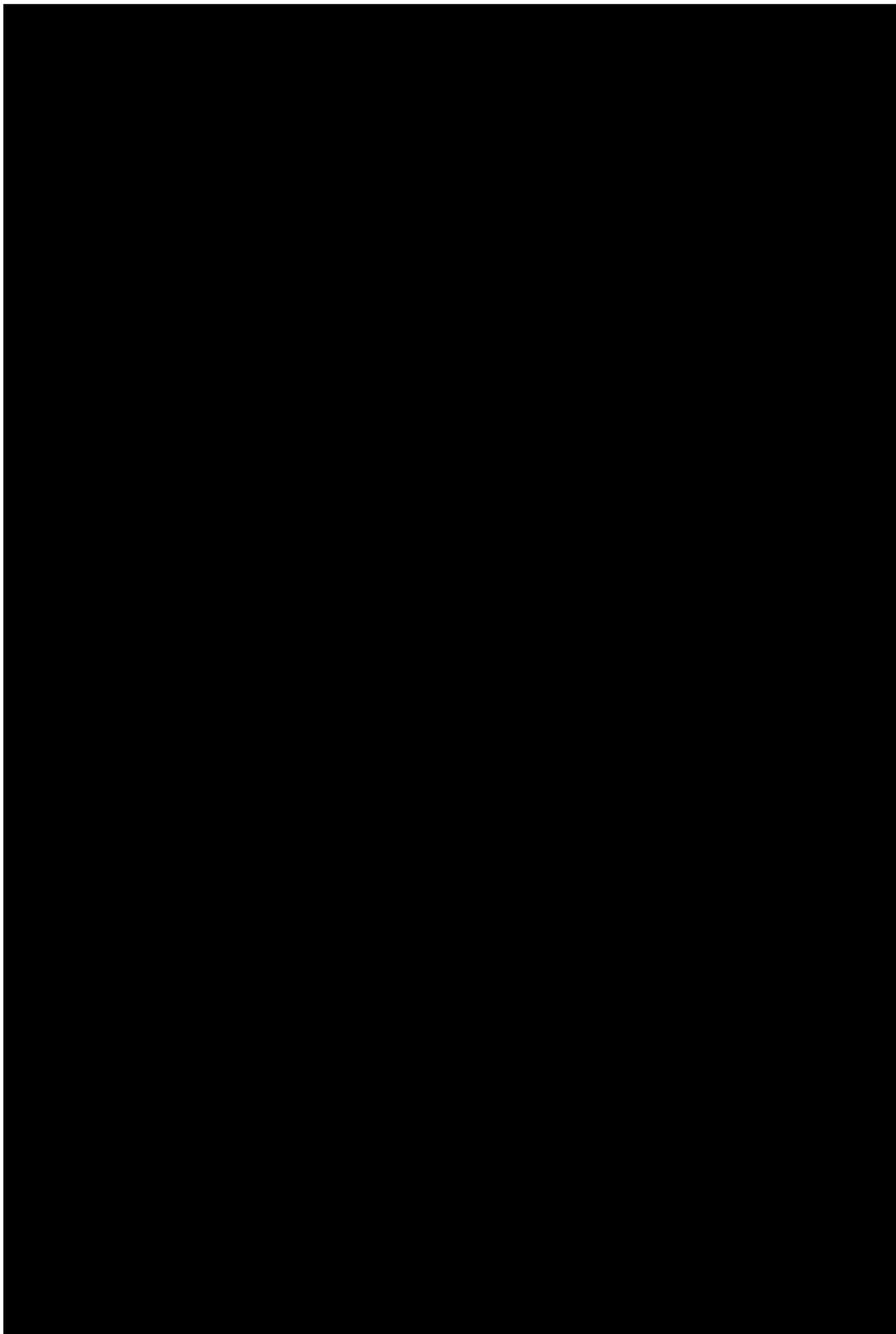


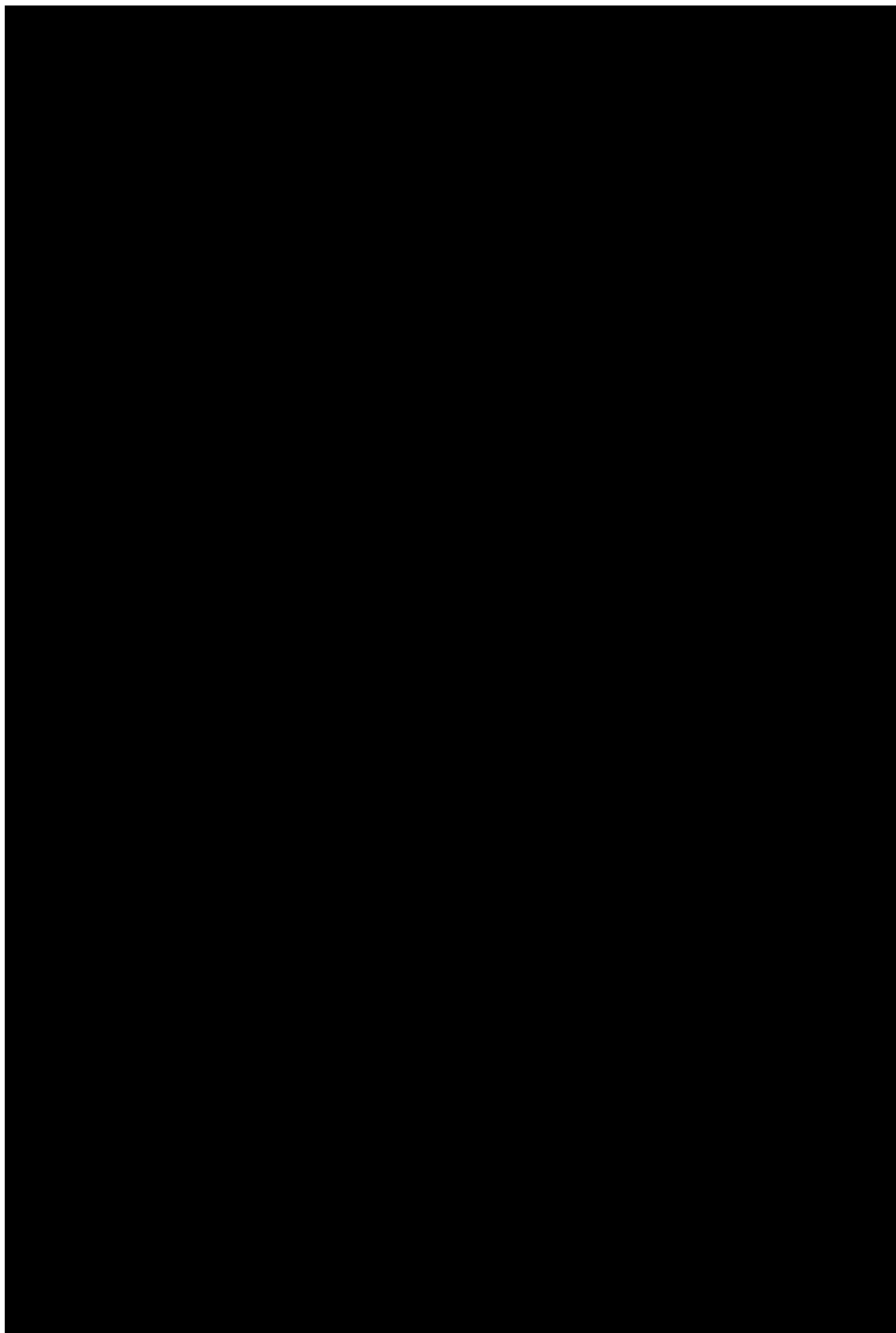














Annexe. 14. Fiche de relevé micromammifères



CISTUDE
NATURE

Programme SENTINELLES DU CLIMAT
 Fiche descriptive des sites de récoltes de pelotes de réjection



les sentinelles
du climat

Département		ID maille	
Commune		ID transect	
Lieu-dit		ID site	
X WGS84			
Y WGS84			

Pelotes récoltées	2017	2018	2019	2020	2021
Date					
Nombre					
Opérateur					
Structure					
Remarques					

Description du site et remarques

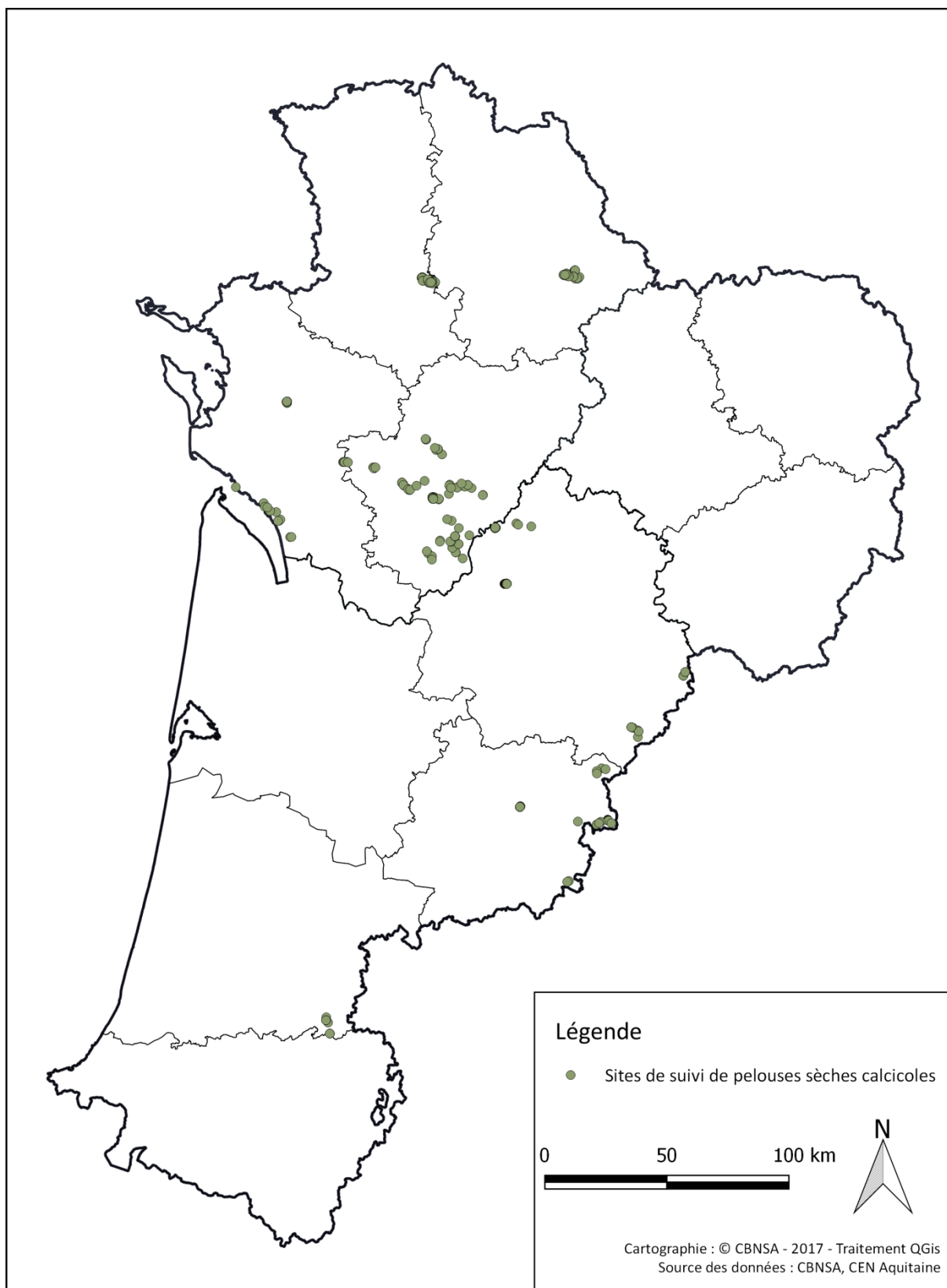
Carte IGN	Photo
-----------	-------



Date de collecte :		Dates d'analyse :	
Commune :		Département :	
Lieu-dit :		Long (WGS84) :	
Nom analyste :		Lat (WGS84) :	
Nom collecteur :		Espèce :	
Espèces	Effectifs	N° de pelote	Nb proies
		1	41
		2	42
		3	43
		4	44
		5	45
		6	46
		7	47
		8	48
		9	49
		10	50
		11	51
		12	52
		13	53
		14	54
		15	55
		16	56
		17	57
		18	58
		19	59
		20	60
		21	61
		22	62
		23	63
		24	64
		25	65
		26	66
		27	67
		28	68
		29	69
...		30	70
		31	71
Reporter ici, à la fin de l'analyse du lot :		32	72
TOTAL pelotes :		33	73
Total proies :		34	74
Sous-total proie pelotes :		35	75
Sous-total proies vrac :		36	76
		37	77
		38	78
		39	79
		40	80

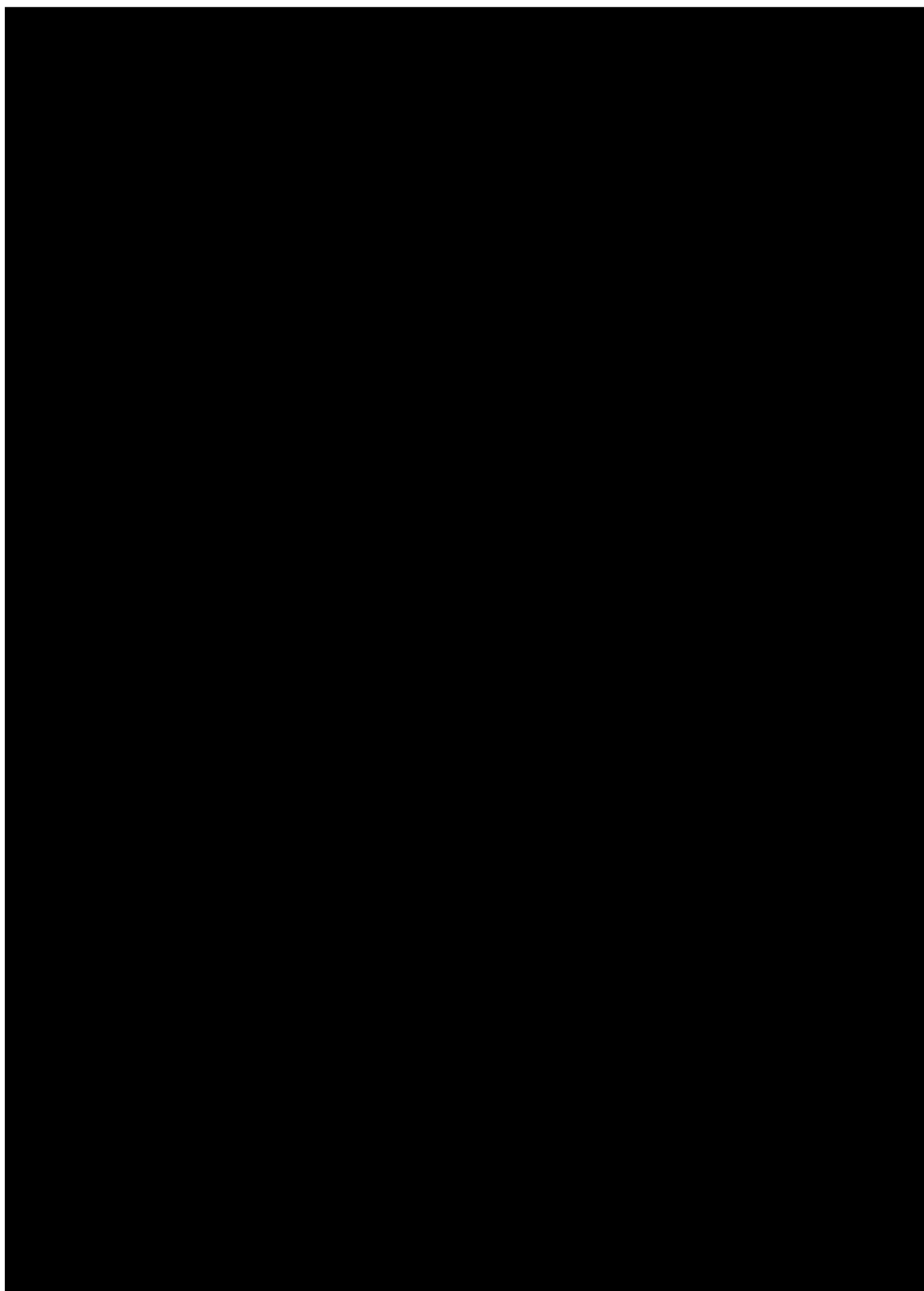


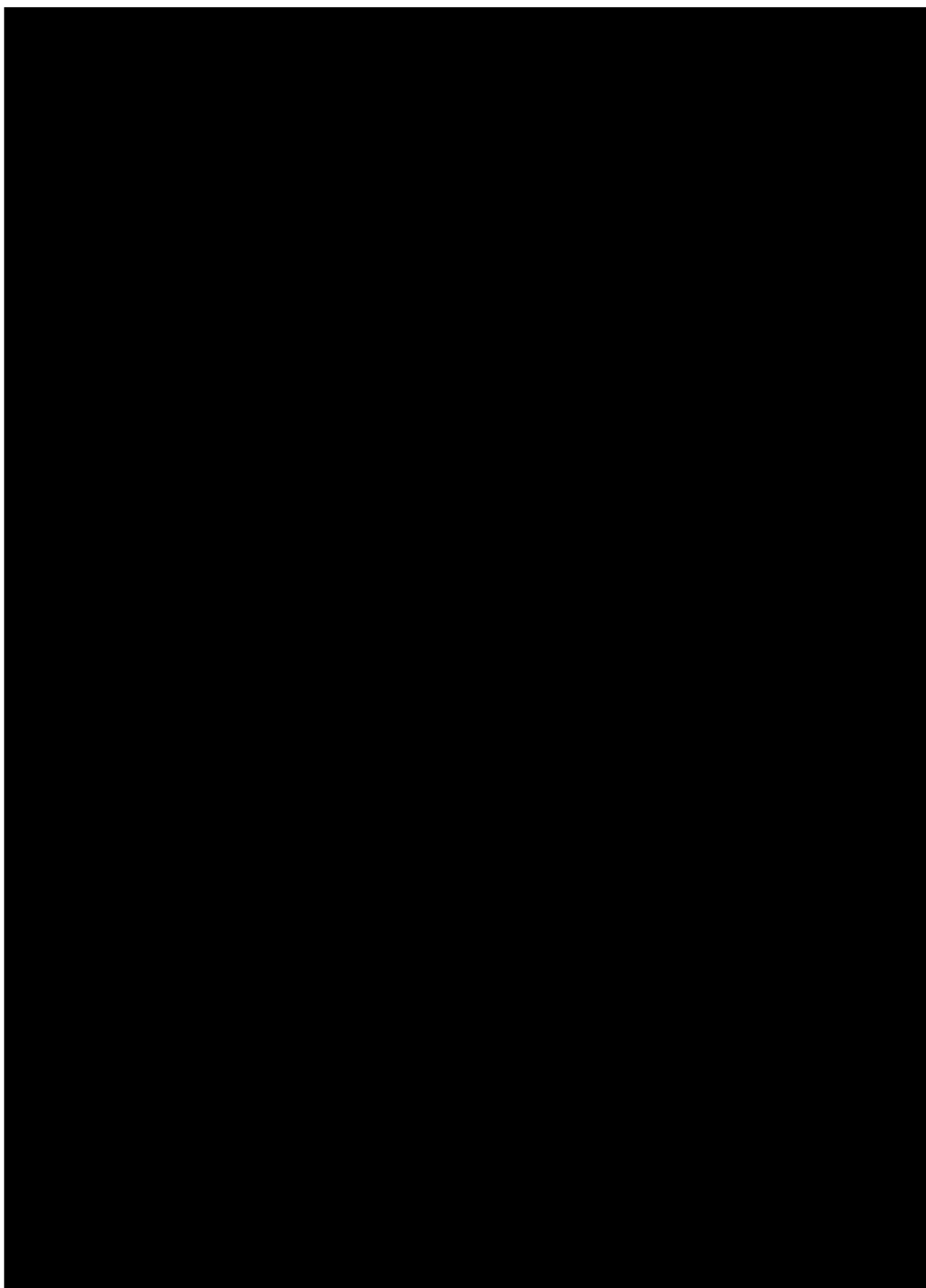
Annexe. 15. Carte des sites de suivi de landes humides et tourbières pré-existants

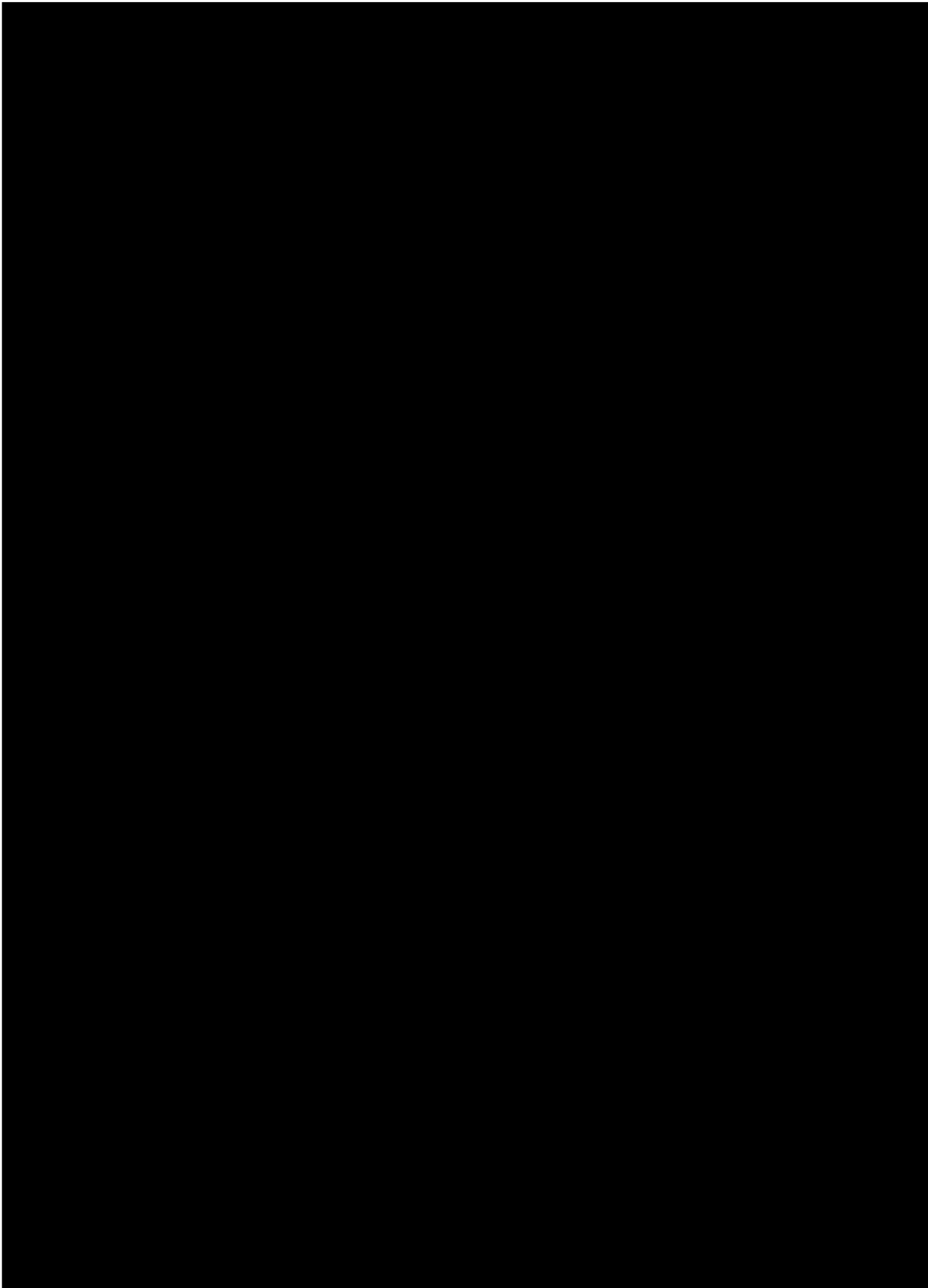


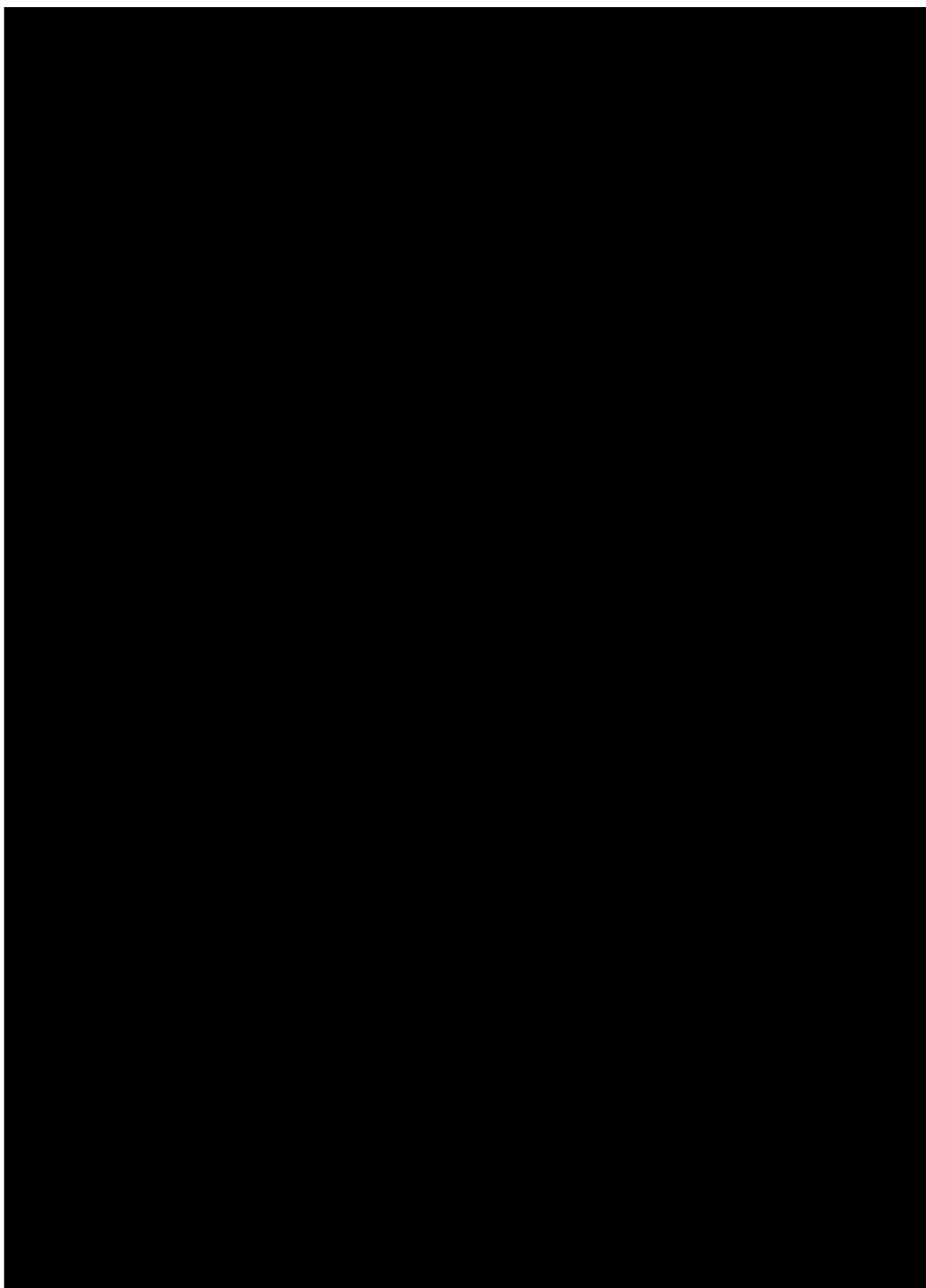
Réseau de sites de suivi des communautés végétales de pelouses sèches pré-existants en ex-Aquitaine et Poitou-Charentes

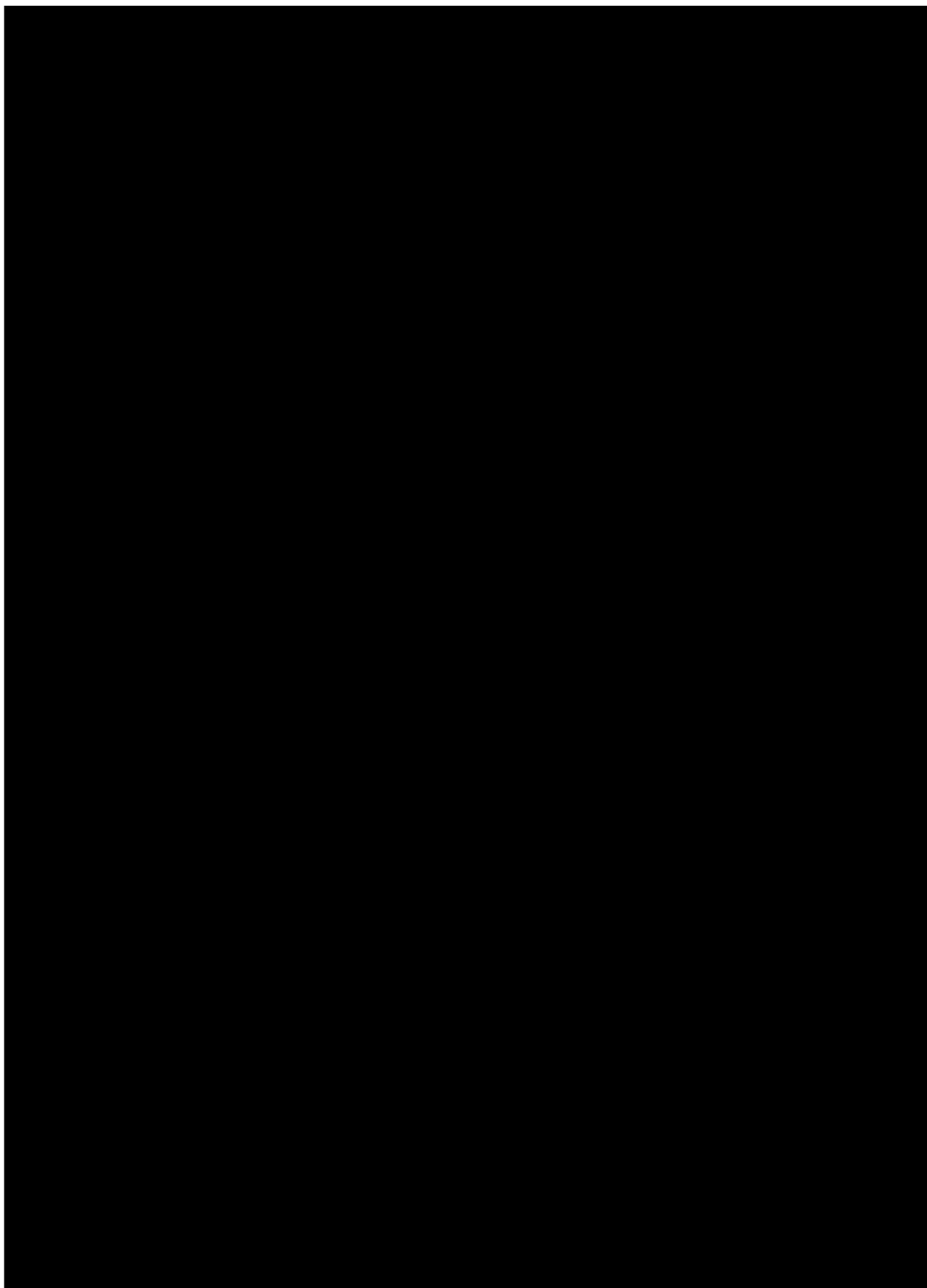
Annexe. 16. Cartes de localisation des dispositifs de suivi de tourbières et bas-marais acidiphiles

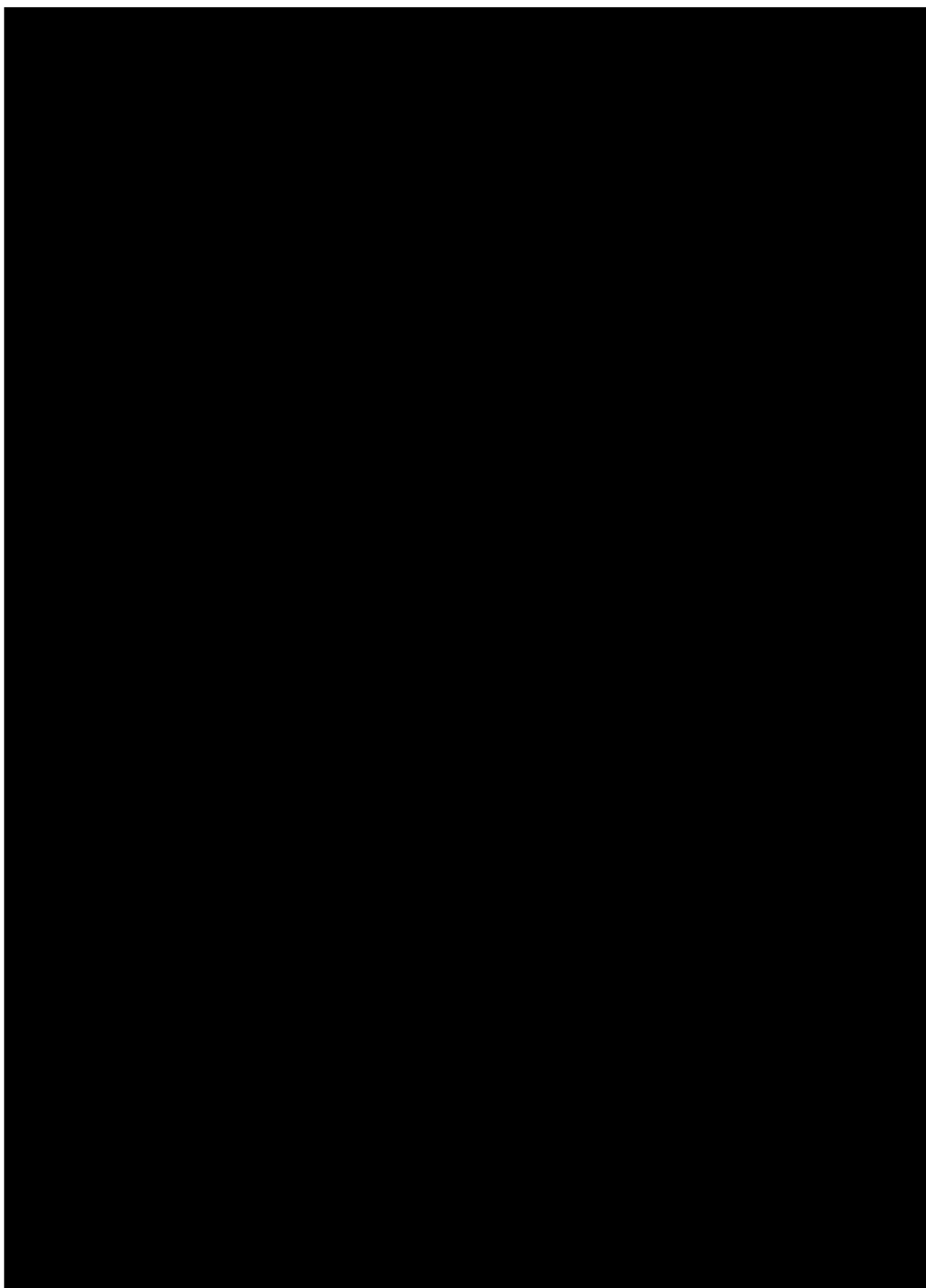














Annexe. 18. Flore recensées sur les sites de tourbières et bas-marais acidiphiles

Etang de lacanau

Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation
<i>Agrostis canina</i> L., 1753	2017	<i>Lysimachia tenella</i> L., 1753	2017
<i>Betula pubescens</i> Ehrh., 1791	2017	<i>Lysimachia vulgaris</i> L., 1753	2012
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull, 1808	2012	<i>Molinia caerulea</i> subsp. <i>caerulea</i> (L.) Moench, 1794	2017
<i>Carex elata</i> All., 1785	2012	<i>Myrica gale</i> L., 1753	2017
<i>Cirsium dissectum</i> (L.) Hill, 1768	2017	<i>Nymphaea alba</i> L., 1753	2012
<i>Cladium mariscus</i> (L.) Pohl, 1809	2012	<i>Osmunda regalis</i> L., 1753	2017
<i>Drosera intermedia</i> Hayne, 1798	2017	<i>Parnassia palustris</i> L., 1753	2017
<i>Eleocharis multicaulis</i> (Sm.) Desv., 1818	2017	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud., 1840	2012
<i>Erica scoparia</i> L., 1753	2017	<i>Potamogeton polygonifolius</i> Pourr., 1788	2012
<i>Erica tetralix</i> L., 1753	2017	<i>Potentilla erecta</i> (L.) Räusch., 1797	2017
<i>Eriophorum angustifolium</i> Honck., 1782	2017	<i>Ranunculus flammula</i> L., 1753	2012
<i>Fragula alnus</i> Mill., 1768	2017	<i>Rhynchospora alba</i> (L.) Vahl, 1805	2017
<i>Genista anglica</i> L., 1753	2012	<i>Rhynchospora fusca</i> (L.) W.T.Aiton, 1810	2017
<i>Hydrocotyle vulgaris</i> L., 1753	2017	<i>Rubus</i> L., 1753	2017
<i>Hypericum elodes</i> L., 1759	2012	<i>Schoenus nigricans</i> L., 1753	2017
<i>Isolepis fluitans</i> (L.) R.Br., 1810	2012	<i>Scutellaria minor</i> Huds., 1762	2017
<i>Juncus bulbosus</i> L., 1753	2012	<i>Sphagnum denticulatum</i> Brid.	2012
<i>Leontodon saxatilis</i> Lam., 1779	2017	<i>Sphagnum denticulatum</i> f. <i>crassicladum</i>	2017
<i>Lobelia urens</i> L., 1753	2017	<i>Spiranthes aestivalis</i> (Poir.) Rich., 1817	2017

Tourbière d'issarbe

Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation
<i>Abies alba</i> Mill., 1768	2017	<i>Melampyrum pratense</i> L., 1753	2017
<i>Agrostis capillaris</i> L., 1753	2017	<i>Molinia caerulea</i> subsp. <i>caerulea</i> (L.) Moench, 1794	2017
<i>Aulacomnium palustre</i> (Hedw.) Schwägr.	2017	<i>Nardus stricta</i> L., 1753	2017
<i>Cf. Avenella flexuosa</i> (L.) Drejer, 1838	2017	<i>Oxalis acetosella</i> L., 1753	2017
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull, 1808	2017	<i>Pleurozium schreberi</i> (Willd. ex Brid.) Mitt.	2017
<i>Carex echinata</i> Murray, 1770	2017	<i>Polytrichum commune</i> Hedw.	2017
<i>Cladonia</i> sp	2017	<i>Polytrichum strictum</i> Menzies ex Brid.	2017
<i>Danthonia decumbens</i> (L.) DC., 1805	2017	<i>Potentilla erecta</i> (L.) Räusch., 1797	2017
<i>Dicranum scoparium</i> Hedw.	2017	<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> (Hedw.) Warnst.	2017
<i>Drosera rotundifolia</i> L., 1753	2017	<i>Sphagnum capillifolium</i> (Ehrh.) Hedw.	2017
<i>Erica tetralix</i> L., 1753	2017	<i>Sphagnum cuspidatum</i> Hoffm.	2017
<i>Eriophorum angustifolium</i> Honck., 1782	2017	<i>Sphagnum magellanicum</i> Brid.	2017
<i>Fagus sylvatica</i> L., 1753	2017	<i>Sphagnum papillosum</i> (Lindb.)	2017



<i>Galium cf. saxatile</i> L., 1753	2017	<i>Sphagnum rubellum</i> Wilson	2017
<i>Hylocomium splendens</i> (Hedw.) Schimp.	2017	<i>Sphagnum tenellum</i> (Brid.) Brid.)	2017
<i>Juncus effusus</i> L., 1753	2017	<i>Trichophorum cespitosum</i> (L.) Hartm., 1849	2017
<i>Juncus squarrosus</i> L., 1753	2017	<i>Vaccinium myrtillus</i> L., 1753	2017

Tourbière de buzy

Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation
<i>Agrostis canina</i> L., 1753	2017	<i>Juncus effusus</i> L., 1753	2012
<i>Agrostis capillaris</i> L., 1753	2012	<i>Lobelia urens</i> L., 1753	2017
<i>Betula pendula</i> Roth, 1788	2017	<i>Lysimachia tenella</i> L., 1753	2017
<i>Betula pubescens</i> Ehrh., 1791	2012	<i>Molinia caerulea</i> subsp. <i>caerulea</i> (L.) Moench, 1794	2017
<i>Blechnum spicant</i> (L.) Roth, 1794	2012	<i>Narthecium ossifragum</i> (L.) Huds., 1762	2017
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull, 1808	2017	<i>Osmunda regalis</i> L., 1753	2011
<i>Campylopus introflexus</i> (Hedw.) Brid.	2012	<i>Persicaria hydropiper</i> (L.) Spach, 1841	2012
<i>Carex demissa</i> Vahl ex Hartm., 1808	2017	<i>Pinguicula lusitanica</i> L., 1753	2017
<i>Carex echinata</i> Murray, 1770	2011	<i>Potamogeton polygonifolius</i> Pourr., 1788	2012
<i>Carex panicea</i> L., 1753	2017	<i>Potentilla erecta</i> (L.) Räusch., 1797	2017
<i>Carex viridula</i> Michx., 1803	2012	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn, 1879	2017
<i>Cirsium dissectum</i> (L.) Hill, 1768	2017	<i>Quercus robur</i> L., 1753	2017
<i>Drosera intermedia</i> Hayne, 1798	2017	<i>Ranunculus flammula</i> L., 1753	2012
<i>Dryopteris carthusiana</i> (Vill.) H.P.Fuchs, 1959	2011	<i>Rhynchospora alba</i> (L.) Vahl, 1805	2017
<i>Eleocharis multicaulis</i> (Sm.) Desv., 1818	2017	<i>Rhynchospora fusca</i> (L.) W.T.Aiton, 1810	2017
<i>Epilobium tetragonum</i> L., 1753	2012	<i>Rubus</i> L., 1753	2012
<i>Erica tetralix</i> L., 1753	2017	<i>Salix atrocinerea</i> Brot., 1804	2017
<i>Eriophorum angustifolium</i> Honck., 1782	2017	<i>Salix caprea</i> L., 1753	2012
<i>Frangula alnus</i> Mill., 1768	2017	<i>Scutellaria minor</i> Huds., 1762	2017
<i>Galium palustre</i> L., 1753	2012	<i>Cf. Sisyrinchium angustifolium</i> Mill., 1768	2017
<i>Glechoma hederacea</i> L., 1753	2012	<i>Sphagnum auriculatum</i> Schimp.	2017
<i>Holcus lanatus</i> L., 1753	2012	<i>Sphagnum papillosum</i> (Lindb.)	2017
<i>Hypericum elodes</i> L., 1759	2017	<i>Sphagnum rubellum</i> Wilson	2017
<i>Juncus acutiflorus</i> Ehrh. ex Hoffm., 1791	2017	<i>Ulex europaeus</i> L., 1753	2012
<i>Juncus bulbosus</i> L., 1753	2017	<i>Ulex minor</i> Roth, 1797	2017
<i>Juncus conglomeratus</i> L., 1753	2017	<i>Wahlenbergia hederacea</i> (L.) Rchb., 1827	2012

Tourbière de mées

Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation
<i>Ajuga reptans</i> L., 1753	2001	<i>Dioscorea communis</i> (L.) Caddick & Wilkin, 2002	2001
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn., 1790	1998	<i>Drosera intermedia</i> Hayne, 1798	2017



<i>Angelica sylvestris</i> L., 1753	1998	<i>Drosera rotundifolia</i> L., 1753	2017
<i>Athyrium filix-femina</i> (L.) Roth, 1799	1998	<i>Dryopteris carthusiana</i> (Vill.) H.P.Fuchs, 1959	2001
<i>Betula</i> L., 1753 (juv.)	2017	<i>Dryopteris dilatata</i> (Hoffm.) A.Gray, 1848	1998
<i>Blechnum spicant</i> (L.) Roth, 1794	1998	<i>Eleocharis multicaulis</i> (Sm.) Desv., 1818	2017
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull, 1808	2017	<i>Equisetum fluviatile</i> L., 1753	2001
<i>Caltha palustris</i> L., 1753	1998	<i>Equisetum palustre</i> L., 1753	1998
<i>Carex diandra</i> Schrank, 1781	2003	<i>Erica ciliaris</i> Loefl. ex L., 1753	2017
<i>Carex elata</i> All., 1785	2001	<i>Erica cinerea</i> L., 1753	2017
<i>Carex lasiocarpa</i> Ehrh., 1784	1998	<i>Erica tetralix</i> L., 1753	2017
<i>Carex pseudocyperus</i> L., 1753	1998	<i>Erica vagans</i> L., 1770	1998
<i>Carex riparia</i> Curtis, 1783	2001	<i>Eriophorum angustifolium</i> Honck., 1782	2017
<i>Castanea sativa</i> Mill., 1768	1998	<i>Eupatorium cannabinum</i> L., 1753	1998
<i>Cirsium dissectum</i> (L.) Hill, 1768	1998	<i>Euphorbia amygdaloides</i> L., 1753	2001
<i>Cladium mariscus</i> (L.) Pohl, 1809	2017	<i>Euphorbia dulcis</i> L., 1753	1998
<i>Cornus sanguinea</i> L., 1753	1998	<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim., 1879	1998
<i>Corylus avellana</i> L., 1753	1998	<i>Frangula alnus</i> Mill., 1768	2017
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq., 1775	1998	<i>Fraxinus excelsior</i> L., 1753	1998
<i>Dactylorhiza brennensis</i> (E.Nelson) D.Tyteca & Gathoye, 1988	2009	<i>Galium anisophyllum</i> Vill., 1779	2003
<i>Dactylorhiza elata</i> (Poir.) Soó, 1962	2001	<i>Galium palustre</i> L., 1753	1998

Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation
<i>Gentiana pneumonanthe</i> L., 1753	2017	<i>Potentilla erecta</i> (L.) Räsch., 1797	2017
<i>Hedera helix</i> L., 1753	1998	<i>Primula veris</i> L., 1753	1998
<i>Humulus lupulus</i> L., 1753	2001	<i>Prunella vulgaris</i> L., 1753	1998
<i>Hydrocotyle vulgaris</i> L., 1753	1998	<i>Prunus spinosa</i> L., 1753	1998
<i>Hypericum elodes</i> L., 1759	1998	<i>Quercus robur</i> L., 1753	2014
<i>Ilex aquifolium</i> L., 1753	1998	<i>Ranunculus repens</i> L., 1753	2001
<i>Iris pseudacorus</i> L., 1753	1998	<i>Rhynchospora alba</i> (L.) Vahl, 1805	2017
<i>Juncus acutiflorus</i> Ehrh. ex Hoffm., 1791	2017	<i>Rhynchospora fusca</i> (L.) W.T.Aiton, 1810	2013
<i>Juncus bulbosus</i> L., 1753	2017	<i>Riccardia chamedryfolia</i> (With.) Grolle	2014
<i>Juncus effusus</i> L., 1753	1998	<i>Rubus fruticosus</i> L., 1753	2001
<i>Lonicera periclymenum</i> L., 1753	1998	<i>Sagittaria sagittifolia</i> L., 1753	2001
<i>Lotus pedunculatus</i> Cav., 1793	1998	<i>Salix atrocinerea</i> Brot., 1804	2017
<i>Lycopus europaeus</i> L., 1753	1998	<i>Sanguisorba officinalis</i> L., 1753	2014
<i>Lysimachia tenella</i> L., 1753	2017	<i>Schoenus nigricans</i> L., 1753	2017
<i>Lysimachia vulgaris</i> L., 1753	2017	<i>Scrophularia oblongifolia</i> Loisel., 1827	1998
<i>Lythrum salicaria</i> L., 1753	1998	<i>Solanum dulcamara</i> L., 1753	1998
<i>Mentha aquatica</i> L., 1753	1998	<i>Sphagnum auriculatum</i> Schimp.	2017
<i>Molinia caerulea</i> (L.) Moench, 1794	2017	<i>Sphagnum magellanicum</i> Brid.	2017
<i>Myosotis scorpioides</i> L., 1753	1998	<i>Sphagnum papillosum</i> Lindb.	2017
<i>Myrica gale</i> L., 1753	2017	<i>Sphagnum rubellum</i> Wilson	2017



<i>Narthecium ossifragum</i> (L.) Huds., 1762	2017	<i>Teucrium scorodonia</i> L., 1753	2001
<i>Neottia ovata</i> (L.) Bluff & Fingerh., 1837	2001	<i>Thelypteris palustris</i> Schott, 1834	1998
<i>Nuphar pumila</i> (Timm) DC., 1821	2001	<i>Trichophorum cespitosum</i> (L.) Hartm., 1849	1998
<i>Nymphaea alba</i> L., 1753	1998	<i>Trocdaris verticillatum</i> (L.) Raf., 1840	1998
<i>Osmunda regalis</i> L., 1753	2017	<i>Typha angustifolia</i> L., 1753	2001
<i>Parnassia palustris</i> L., 1753	2017	<i>Typha latifolia</i> L., 1753	1998
<i>Pedicularis sylvatica</i> L., 1753	2017	<i>Ulex europaeus</i> L., 1753	1998
<i>Phalaris arundinacea</i> L., 1753	2001	<i>Utricularia minor</i> L., 1753	2001
<i>Pinguicula lusitanica</i> L., 1753	2017	<i>Utricularia cf. ochroleuca</i> R.W.Hartm., 1857	2017
<i>Pinus pinasterr</i> Aiton, 1789	2017	<i>Utricularia vulgaris</i> L., 1753	1998
<i>Polygala serpyllifolia</i> Hose, 1797	2017	<i>Valeriana officinalis</i> L., 1753	2001
<i>Polystichum setiferum</i> (Forssk.) T.Moore ex Woyn., 1913	1998	<i>Viburnum opulus</i> L., 1753	1998
<i>Potamogeton polygonifolius</i> Pourr., 1788	1998	<i>Wahlenbergia hederacea</i> (L.) Rchb., 1827	1998

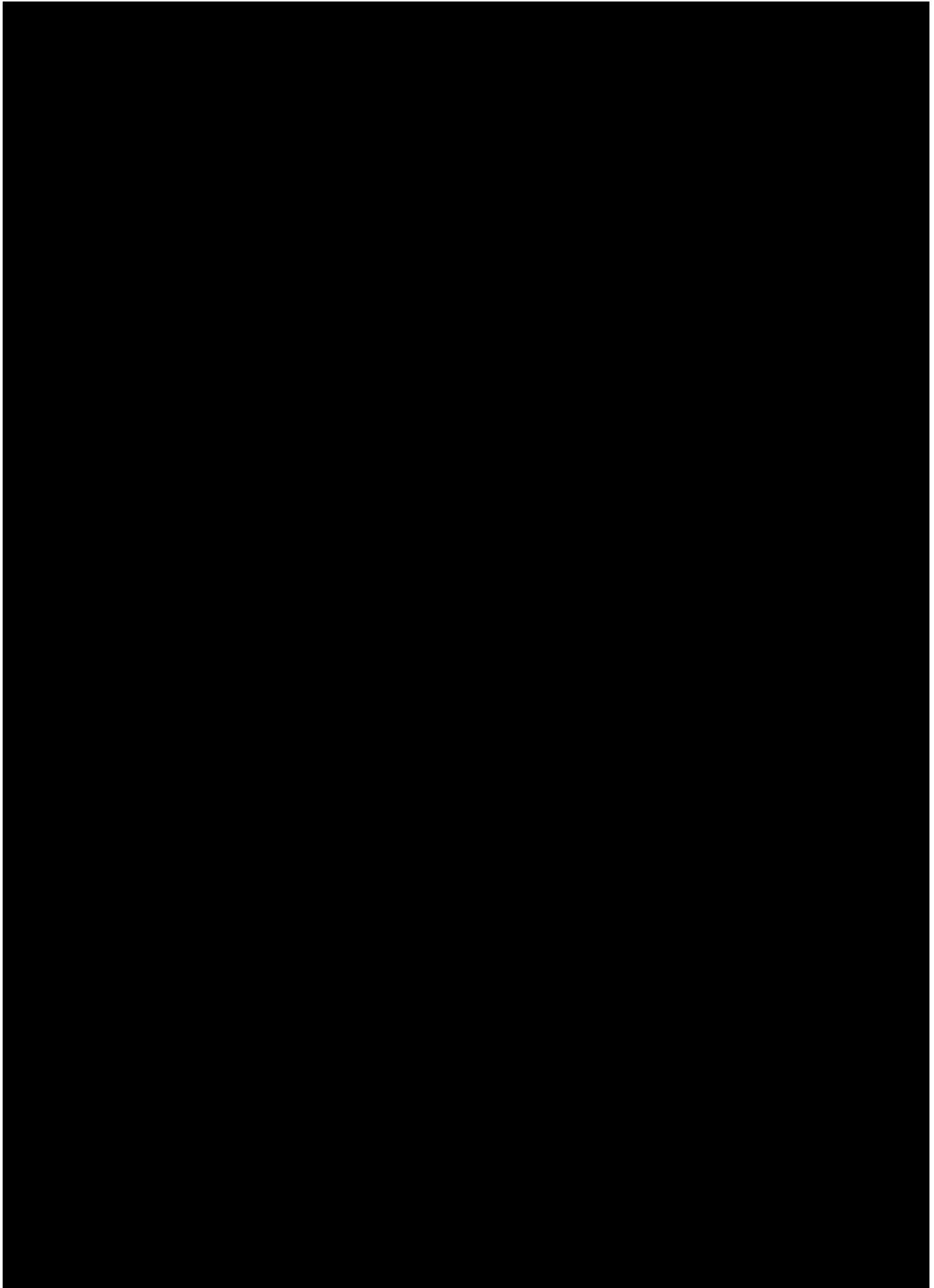
Tourbière des dauges

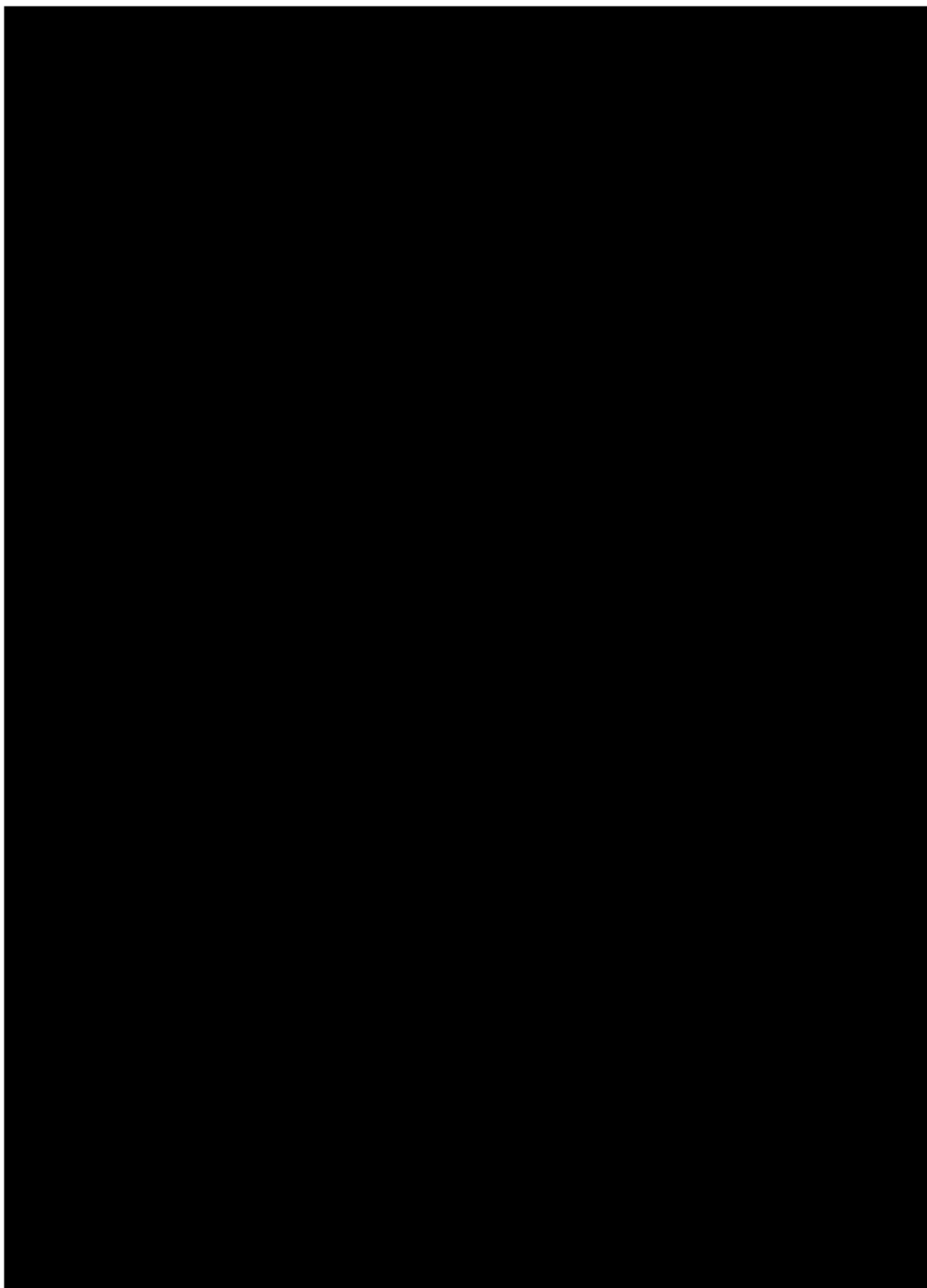
Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation
<i>Agrostis canina</i> L., 1753	2017	<i>Luzula congesta</i> (Thuill.) Lej., 1811	2017
<i>Betula pubescens</i> Ehrh., 1791 (juv.)	2017	<i>Molinia caerulea</i> subsp. <i>caerulea</i> (L.) Moench, 1794	2017
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull, 1808	2017	<i>Narthecium ossifragum</i> (L.) Huds., 1762	2017
<i>Carex echinata</i> Murray, 1770	2017	<i>Potentilla erecta</i> (L.) Räusch., 1797	2017
<i>Carex rostrata</i> Stokes, 1787	2017	<i>Rhynchospora alba</i> (L.) Vahl, 1805	2017
<i>Erica tetralix</i> L., 1753	2017	<i>Scutellaria minor</i> Huds., 1762	2017
<i>Eriophorum angustifolium</i> Honck., 1782	2017	<i>Trichophorum cespitosum</i> (L.) Hartm., 1849	2017
<i>Eriophorum vaginatum</i> L., 1753	2017	<i>Viola palustris</i> L., 1753	2017
<i>Juncus acutiflorus</i> Ehrh. ex Hoffm., 1791	2017	<i>Wahlenbergia hederacea</i> (L.) Rchb., 1827	2017
<i>Juncus effusus</i> L., 1753	2017		

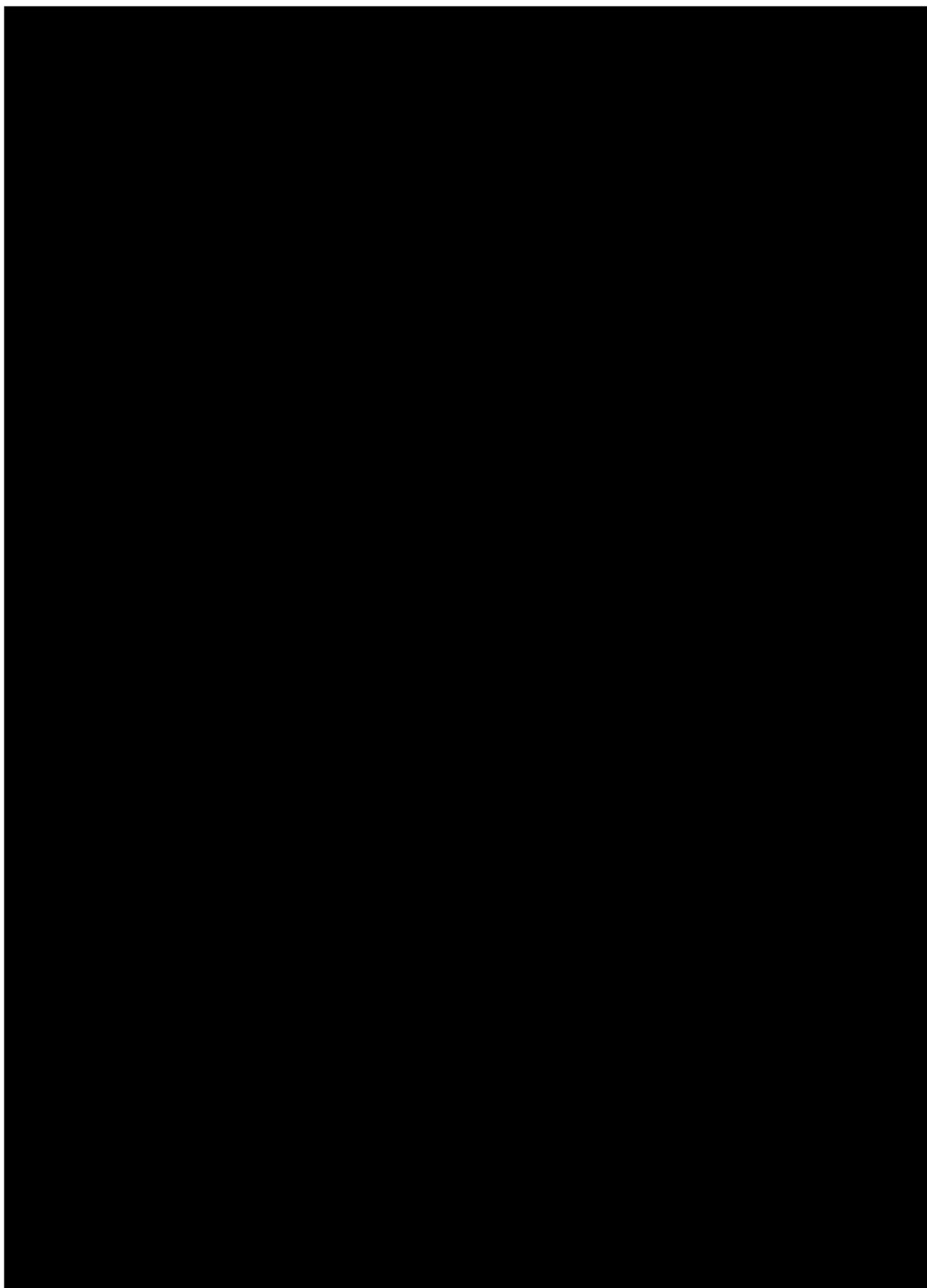
petit étang de biscarrosse

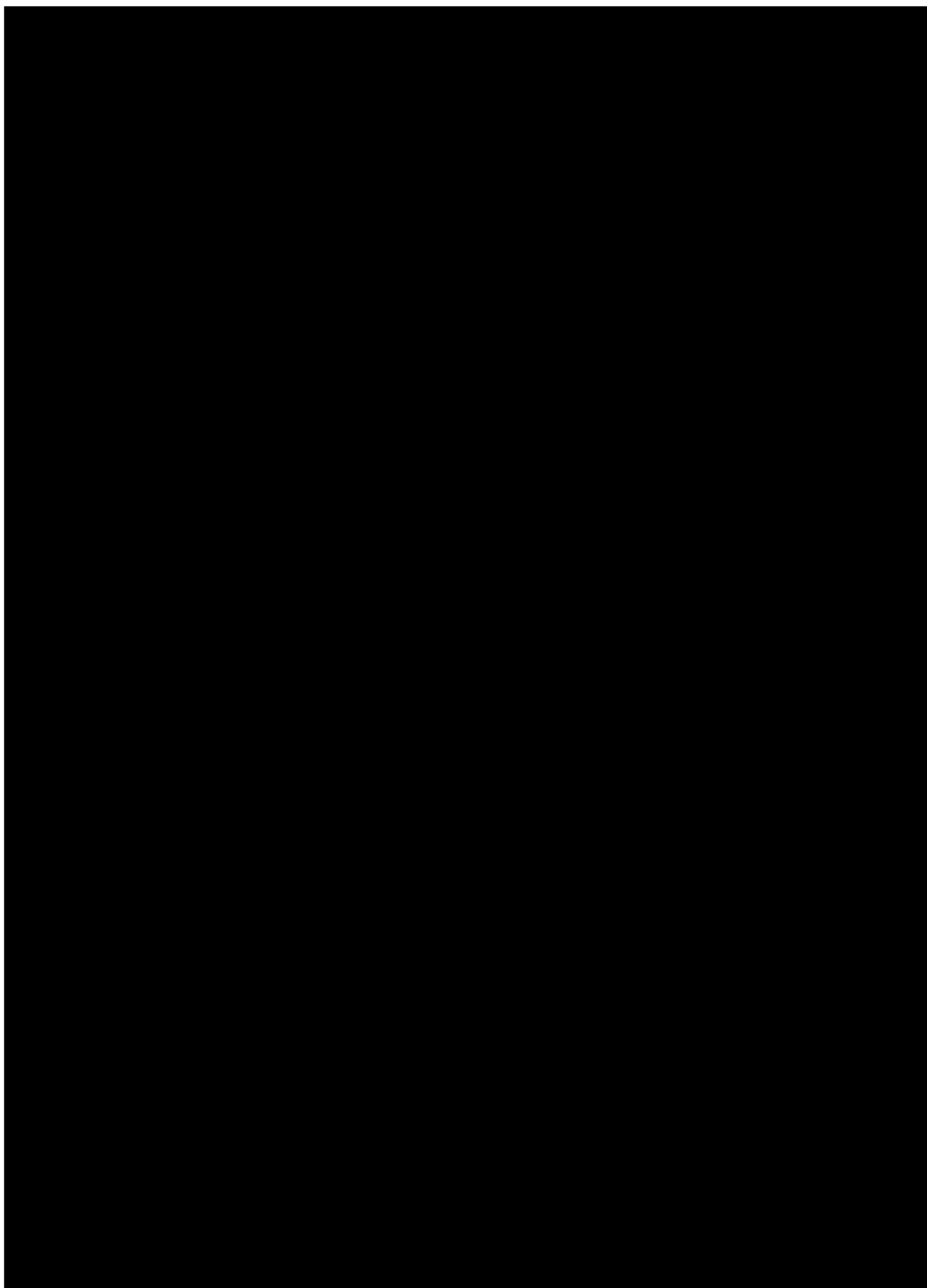
Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation
<i>Agrostis canina</i> L., 1753	2014	<i>Molinia caerulea</i> (L.) Moench, 1794	2014
<i>Betula pubescens</i> Ehrh., 1791	2012	<i>Pinus pinasterr</i> Aiton, 1789	2017
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull, 1808	2014	<i>Rhynchospora alba</i> (L.) Vahl, 1805	2014
<i>Drosera rotundifolia</i> L., 1753	2014	<i>Salix atrocinerea</i> Brot., 1804	2017
<i>Erica tetralix</i> L., 1753	2014	<i>Sphagnum rubellum</i> Wilson	2014
<i>Eriophorum angustifolium</i> Honck., 1782	2014		

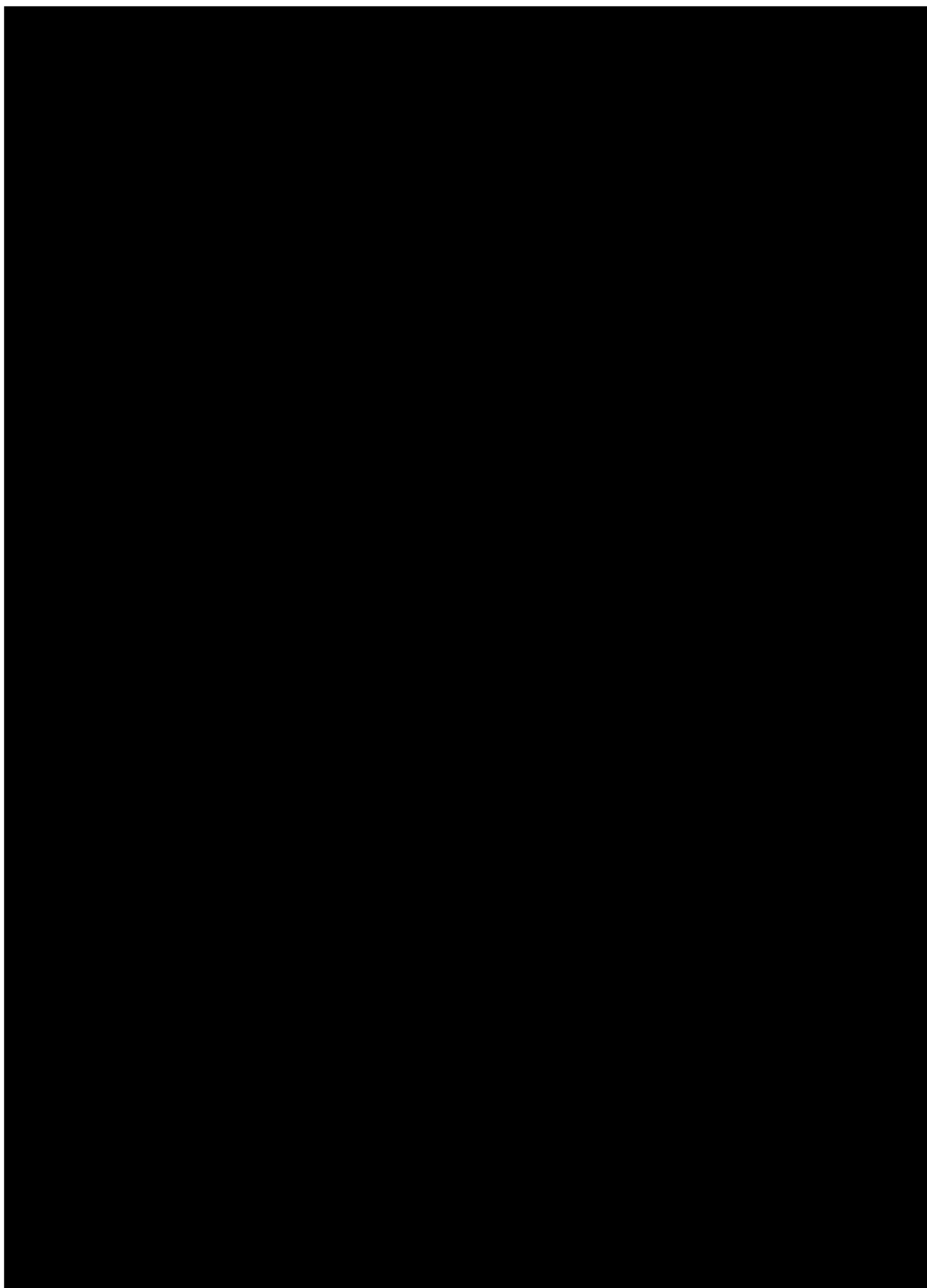
Annexe. 19. Cartes de localisation des dispositifs de suivi de landes humides et tourbeuses

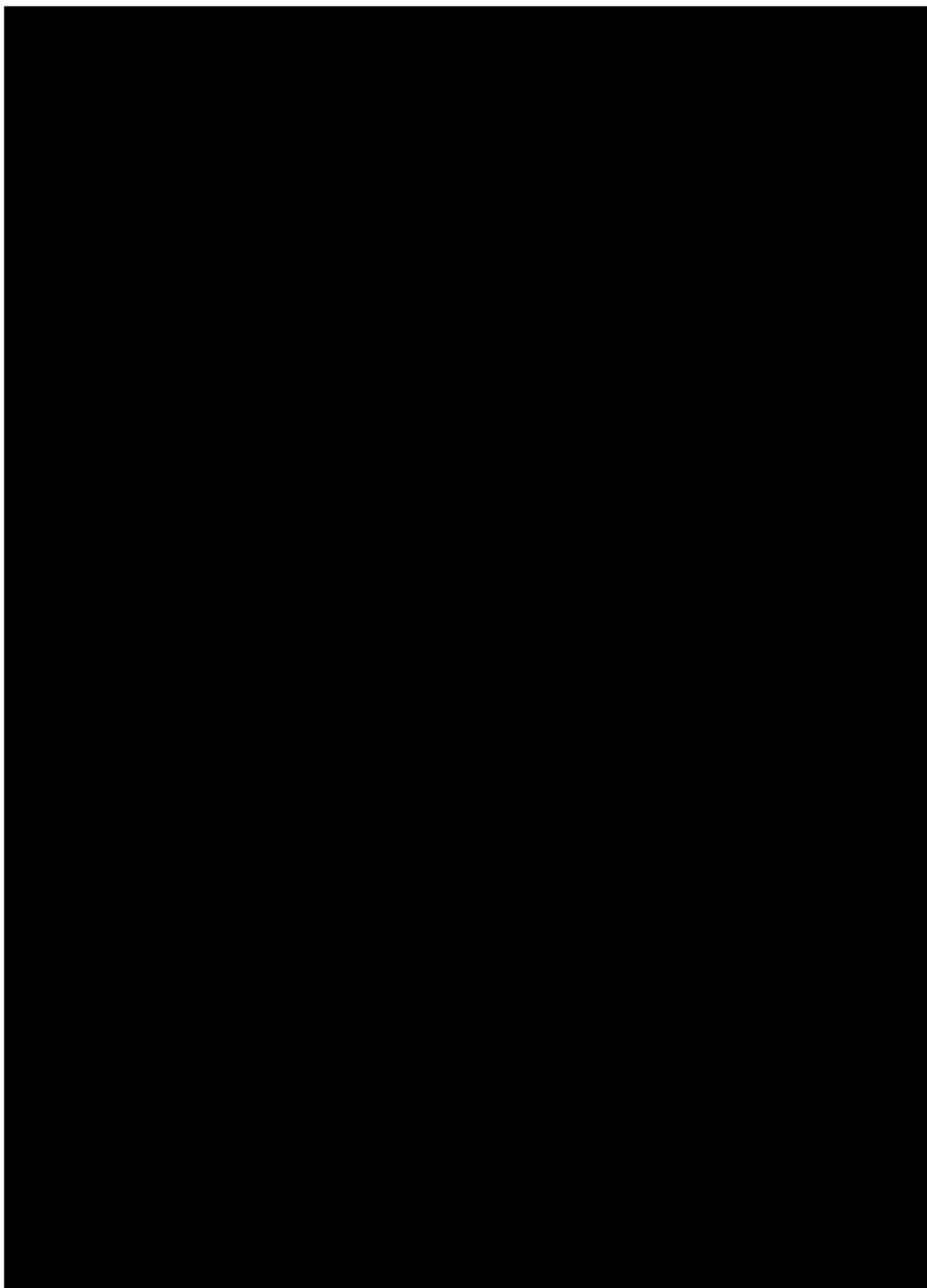


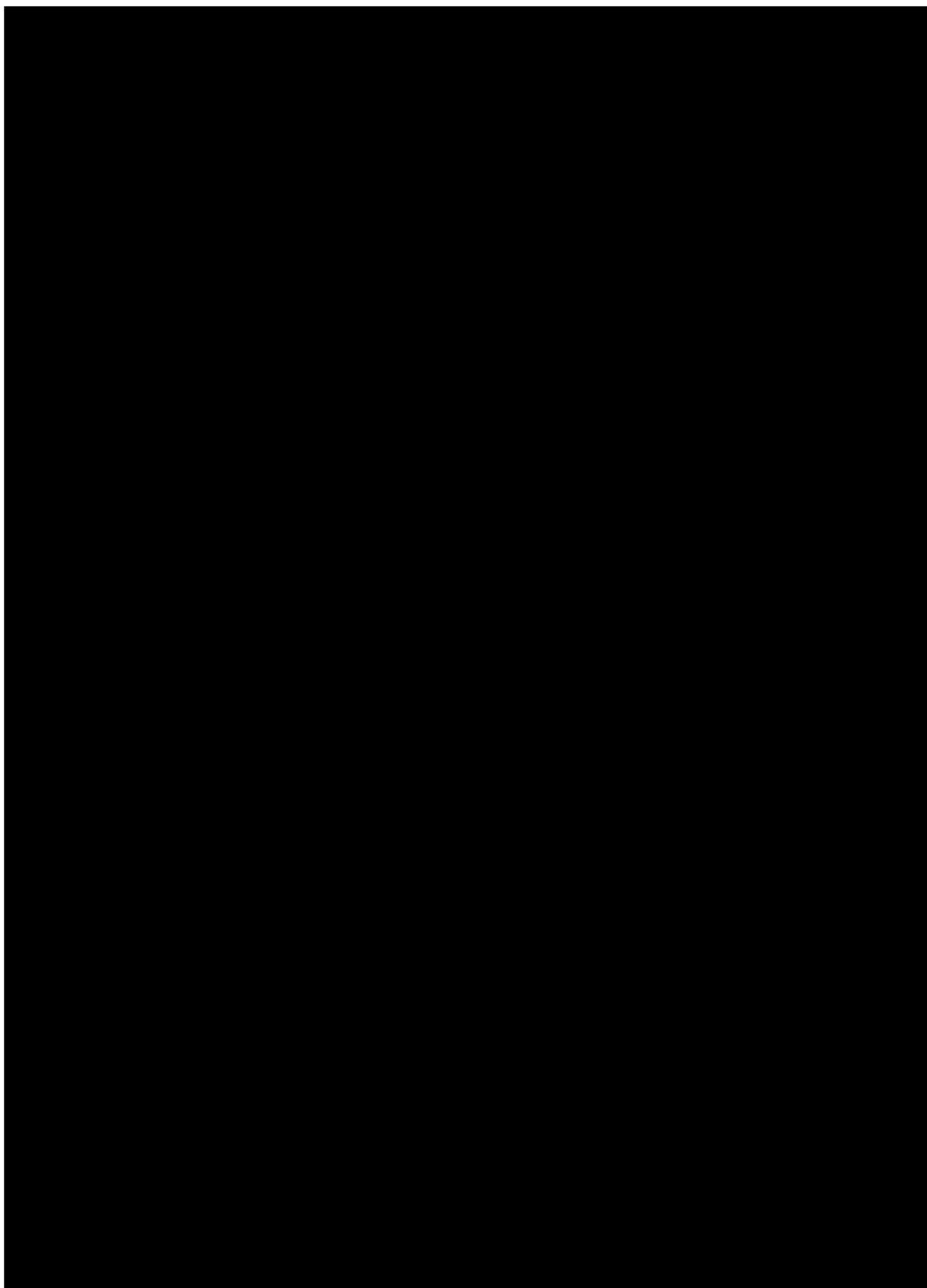


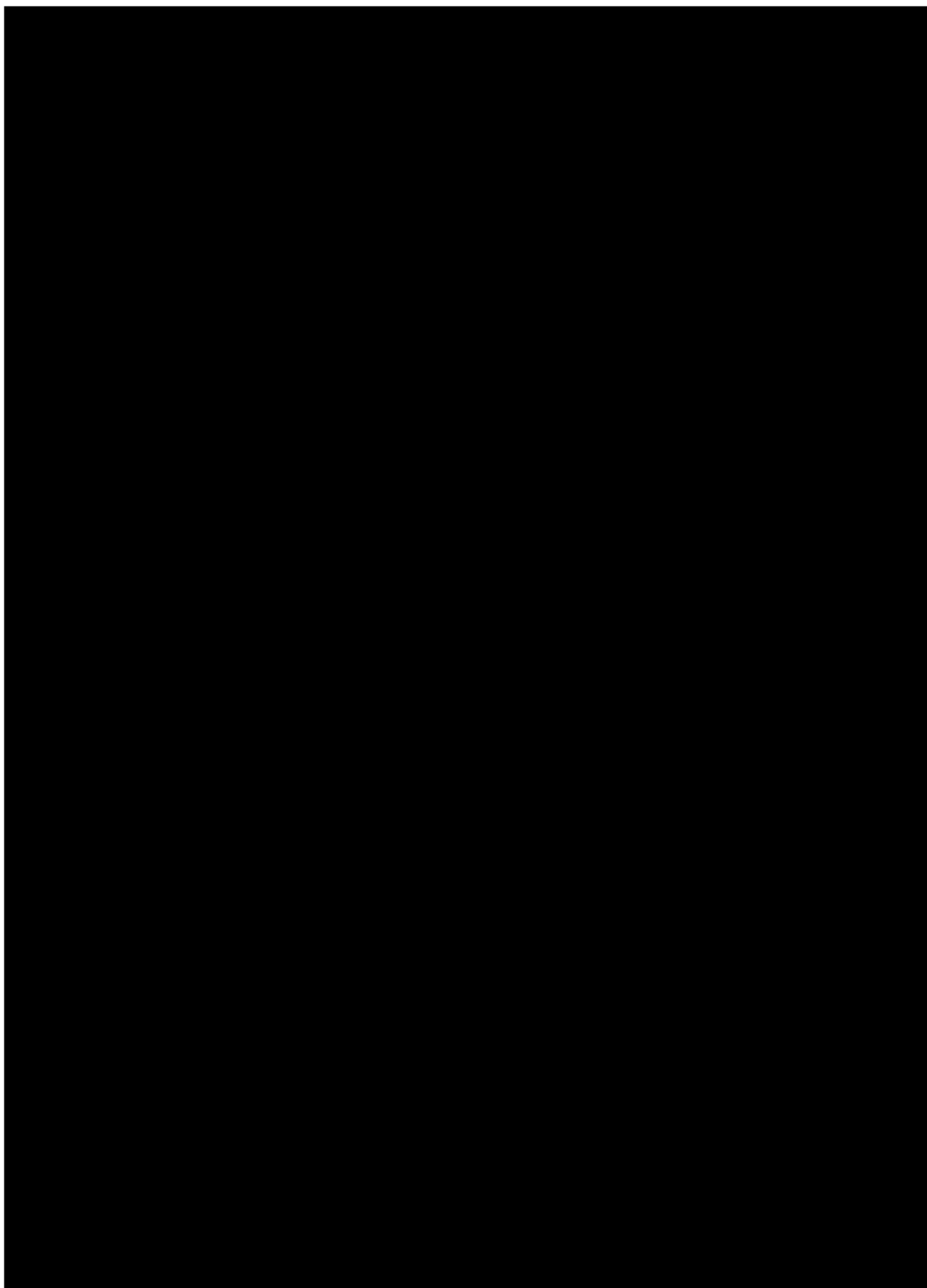


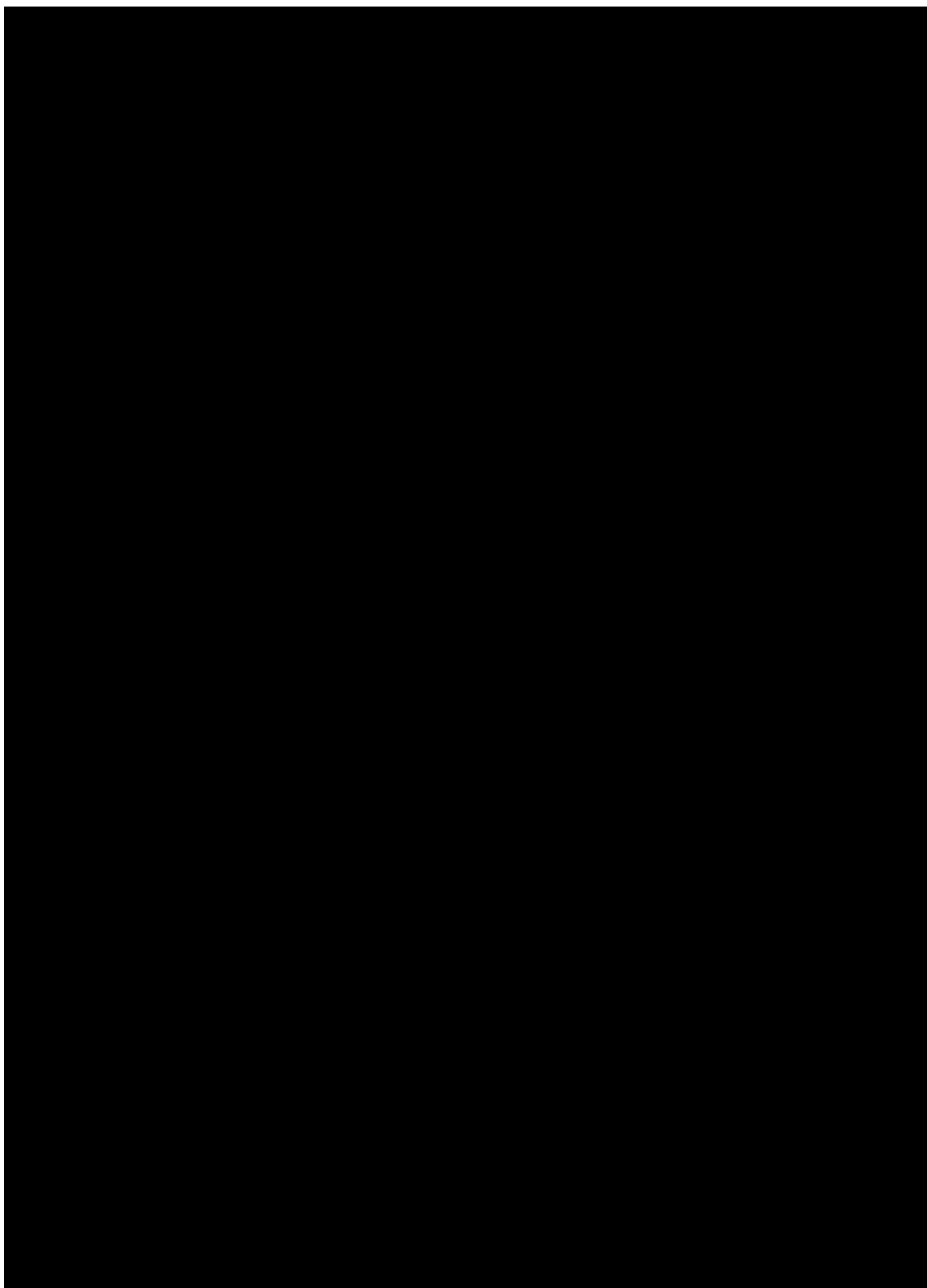












Annexe. 20. Fiches de relevés des communautés végétales de landes humides et tourbeuses

FICHE SUIVI ETAT DE CONSERVATION LANDES
 Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique
 Domaine de Cénas - 33980 AURIGNÈSE - Tél. 05 57 76 18 07 - Courriel : dbsa.info@laposte.net

Site Natura 2000 : Code site :

Métadonnées
 Observateur(s) : Département :
 Date : Commune :
 Temps passé : Lieu-dit / site :
 Précision géographique :

Informations générales
 Propriétaire :
 Gestionnaire :
 Zonages réglementaires :
 Historique de gestion :

Nombre de lecture antérieure : Date de dernière lecture :

Objectifs complémentaires de suivi :

Géolocalisation du dispositif :

Coordonnées GPS (à compléter)	Coordonnées GPS (à compléter)		Distance en m / à quelle hauteur
	X	Y	
Coord. Nord-Ouest			
Coord. Nord-Est			
Coord. Sud-Est			
Coord. Sud-Ouest			
Regle hauteur 1			
Regle hauteur 2			
Projeté métrique (mètres)	Ost. / Non		

Quadrat composé :	Coordonnées GPS (à compléter)		Distance en m / à quelle hauteur
	X	Y	
Coord. Nord-Ouest			
Coord. Nord-Est			
Coord. Sud-Est			
Coord. Sud-Ouest			
Regle hauteur 1			
Regle hauteur 2			
Projeté métrique (mètres)	Ost. / Non		

Pressions et menaces	Fréquence <i>(Rare / occasionnelle / fréquente / constante ou diffuse)</i>	Intensité <i>(Faible / moyenne / forte / très forte)</i>
Pâturage		
Fertilisation anthropique		
Plantation forestière		
Élimination des strates inférieures		
Extraction de matériaux : gypse		
Déstructuration des sols		
Passage d'engin		
Pédiment, fréquentation humaine		
Pollution des eaux de surface ou des sols		
Incendie		
Comblement		
Modification du fonctionnement hydrographique		

Variables descriptives

Profondeur de tourbe :

Type de tourbe : noir, brune, blonde

Recouvrement des espèces sociales, colonisatrices (Molinie, Fougère aigle, Choin, marisque, autres).

Maturité des chaméphytes dans le quadrat composé :

Stade pionnier : Pieds de chaméphytes peu denses et de faible hauteur, inférieur à 15 cm

Stade mature : Forte densité de pieds de chaméphytes, hauteur > 30 cm, bonne capacité de floraison.

Stade sénescent : Pieds d'une hauteur supérieure à 50 cm, plus ou moins affaiblis, à rameaux peu feuillés, pauvres en fleurs

Schéma de repositionnement des quadrats.

Quadrat paysager : Code (ex : AMANWU-170201) :

Date prise de vue	Commune ou région	Surface photographiée (m ²)	Code quadrat
1			
2			
3			
4			
5			
6			
7			
8			
9			
10			
11			
12			
13			
14			
15			

Code paysage	Code quadrat (surface m ²)	
	1	2
A		
B		
C		
D		
E		
F		
G		
H		
I		
J		
K		
L		
M		
N		

Quadrat composé : Code (ex : AMANWU-170201) :

Code quadrat	Code composé	
	1	2
1		
2		
3		
4		
5		
6		
7		
8		
9		
10		
11		
12		
13		
14		
15		
16		
17		
18		
19		
20		
21		
22		
23		
24		
25		
26		
27		
28		
29		
30		
31		
32		
33		
34		
35		
36		
37		
38		
39		
40		

HD : Hauteur d'altitude
 BD : Basse de la photo
 1 : 1ère photo prise
 2 : 2ème photo prise
 3 : 3ème photo prise
 4 : 4ème photo prise
 5 : 5ème photo prise
 6 : 6ème photo prise
 7 : 7ème photo prise
 8 : 8ème photo prise
 9 : 9ème photo prise
 10 : 10ème photo prise
 11 : 11ème photo prise
 12 : 12ème photo prise
 13 : 13ème photo prise
 14 : 14ème photo prise
 15 : 15ème photo prise
 16 : 16ème photo prise
 17 : 17ème photo prise
 18 : 18ème photo prise
 19 : 19ème photo prise
 20 : 20ème photo prise
 21 : 21ème photo prise
 22 : 22ème photo prise
 23 : 23ème photo prise
 24 : 24ème photo prise
 25 : 25ème photo prise
 26 : 26ème photo prise
 27 : 27ème photo prise
 28 : 28ème photo prise
 29 : 29ème photo prise
 30 : 30ème photo prise
 31 : 31ème photo prise
 32 : 32ème photo prise
 33 : 33ème photo prise
 34 : 34ème photo prise
 35 : 35ème photo prise
 36 : 36ème photo prise
 37 : 37ème photo prise
 38 : 38ème photo prise
 39 : 39ème photo prise
 40 : 40ème photo prise



Annexe. 21. Flore recensée sur les sites de suivi de landes humides et tourbeuses

Aerodrome Bordeaux-Léognan

Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation
<i>Agrostis canina</i> L., 1753	2017	<i>Populus tremula</i> L., 1753	2017
<i>Betula pendula</i> Roth, 1788	2017	<i>Potentilla erecta</i> (L.) Räusch., 1797	2017
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull, 1808	2017	<i>Pseudarrhenatherum longifolium</i> (Thore) Rouy, 1922	2017
<i>Carum verticillatum</i> (L.) W.D.J.Koch, 1824	2017	<i>Quercus robur</i> L., 1753	2017
<i>Cirsium dissectum</i> (L.) Hill, 1768	2017	<i>Salix atrocinerea</i> Brot., 1804	2017
<i>Erica ciliaris</i> Loefl. ex L., 1753	2017	<i>Schoenus nigricans</i> L., 1753	2017
<i>Erica scoparia</i> L., 1753	2017	<i>Ulex minor</i> Roth, 1797	2017
<i>Erica tetralix</i> L., 1753	2017	<i>Viola canina</i> L., 1753	2017
<i>Frangula alnus</i> Mill., 1768	2017		
<i>Gentiana pneumonanthe</i> L., 1753	2017		
<i>Molinia caerulea</i> subsp. <i>caerulea</i> (L.) Moench, 1794	2017		

Camp de souge

Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation
<i>Agrostis canina</i> L., 1753	2014	<i>Narcissus gigas</i> (Haw.) Steud., 1841	2012
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull, 1808	2017	<i>Pinus pinaster</i> Aiton, 1789	2017
<i>Caropsis verticillato-inundata</i> (Thore) Rauschert, 1982	2012	<i>Potentilla erecta</i> (L.) Räusch., 1797	2017
<i>Cirsium dissectum</i> (L.) Hill, 1768	2017	<i>Pseudarrhenatherum longifolium</i> (Thore) Rouy, 1922	2014
<i>Drosera intermedia</i> Hayne, 1798	2012	<i>Rhynchospora fusca</i> (L.) W.T.Aiton, 1810	2003
<i>Erica ciliaris</i> Loefl. ex L., 1753	2017	<i>Schoenus nigricans</i> L., 1753	2017
<i>Erica scoparia</i> L., 1753	2017	<i>Scorzonera humilis</i> L., 1753	2017
<i>Erica tetralix</i> L., 1753	2017	<i>Simethis mattiazzii</i> (Vand.) G.López & Jarvis, 1984	2014
<i>Frangula alnus</i> Mill., 1768	2017	<i>Ulex minor</i> Roth, 1797	2017
<i>Gentiana pneumonanthe</i> L., 1753	2017		
<i>Molinia caerulea</i> subsp. <i>caerulea</i> (L.) Moench, 1793	2017		



Elorimendi

Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation
<i>Agrimonia eupatoria</i> L., 1753	2011	<i>Matricaria chamomilla</i> L., 1753	2011
<i>Agrostis curtisii</i> Kerguelen, 1976	2017	<i>Mentha suaveolens</i> Ehrh., 1792	2011
<i>Agrostis stolonifera</i> L., 1753	2011	<i>Molinia caerulea</i> subsp. <i>caerulea</i> (L.) Moench, 1794	2017
<i>Ajuga reptans</i> L., 1753	2011	<i>Paspalum dilatatum</i> Poir., 1804	2011
<i>Allium ericetorum</i> Thore, 1803	2011	<i>Pimpinella saxifraga</i> L., 1753	2011
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L., 1753	2011	<i>Plantago lanceolata</i> L., 1753	2011
<i>Asphodelus albus</i> Mill., 1768	2017	<i>Polygala serpyllifolia</i> Hose, 1797	2011
<i>Betonica officinalis</i> L., 1753	2017	<i>Polygala vulgaris</i> L., 1753	2011
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull, 1808	2017	<i>Potentilla erecta</i> (L.) Räusch., 1797	2017
<i>Carex</i> L., 1753	2011	<i>Pseudarrhenatherum longifolium</i> (Thore) Rouy, 1922	2017
<i>Carex panicea</i> L., 1753	2017	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn, 1879	2017
<i>Carex umbrosa</i> Host, 1801	2011	<i>Pulicaria dysenterica</i> (L.) Bernh., 1800	2011
<i>Centaurea jacea</i> L., 1753	2011	<i>Quercus robur</i> L., 1753	2017
<i>Cirsium filipendulum</i> Lange, 1861	2011	<i>Quercus suber</i> L., 1753	2011
<i>Crocsmia x crocosmiflora</i> (Lemoine) N.E.Br., 1932	2011	<i>Robinia pseudoacacia</i> L., 1753	2011
<i>Cuscuta epithymum</i> (L.) L., 1774	2011	<i>Rubus</i> L., 1753	2011
<i>Dactylis glomerata</i> L., 1753	2011	<i>Salix atrocinerea</i> Brot., 1804	2017
<i>Dactylorhiza fuchsii</i> (Druce) Soó, 1962	2016	<i>Salix aurita</i> L., 1753	2011
<i>Dactylorhiza maculata</i> (L.) Soó, 1962	2011	<i>Scorzonera humilis</i> L., 1753	2017
<i>Danthonia decumbens</i> (L.) DC., 1805	2017	<i>Serratula tinctoria</i> L., 1753	2017
<i>Daucus carota</i> L., 1753	2011	<i>Serratula tinctoria</i> subsp. <i>seoanei</i> (Willk.) Laínz, 1971	2011
<i>Epilobium hirsutum</i> L., 1753	2011	<i>Simethis mattiazzii</i> (Vand.) G.López & Jarvis, 1984	2011
<i>Erica ciliaris</i> Loefl. ex L., 1753	2017	<i>Solidago virgaurea</i> L., 1753	2017
<i>Erica cinerea</i> L., 1753	2017	<i>Sphagnum</i> L.	2017
<i>Erica vagans</i> L., 1770	2017	<i>Succisa pratensis</i> Moench, 1794	2011
<i>Eupatorium cannabinum</i> L., 1753	2017	<i>Teucrium scorodonia</i> L., 1753	2017
<i>Euphorbia amygdaloides</i> L., 1753	2011	<i>Thymus</i> L., 1753	2011
<i>Frangula alnus</i> Mill., 1768	2017	<i>Tractema verna</i> (Huds.) Speta, 1998	2011
<i>Fraxinus excelsior</i> L., 1753	2011	<i>Trifolium</i> L., 1753	2011
<i>Gentiana pneumonanthe</i> L., 1753	2017	<i>Ulex europaeus</i> L., 1753	2011
<i>Glandora prostrata</i> (Loisel.) D.C.Thomas, 2008	2010	<i>Ulex gallii</i> Planch., 1849	2017
<i>Lonicera periclymenum</i> L., 1753	2017	<i>Ulex minor</i> Roth, 1797	2011
<i>Lotus pedunculatus</i> Cav., 1793	2011	<i>Verbena officinalis</i> L., 1753	2011
<i>Luzula campestris</i> (L.) DC., 1805	2011	<i>Vicia</i> L., 1753	2011
<i>Lysimachia arvensis</i> (L.) U.Manns & Anderb., 2009	2011	<i>Wisteria sinensis</i> (Sims) Sweet, 1826	2011
<i>Lythrum salicaria</i> L., 1753	2011		



Lande de Brousteyrot

Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation
<i>Achillea millefolium</i> L., 1753	2014	<i>Juncus tenuis</i> Willd., 1799	2014
<i>Agrostis capillaris</i> L., 1753	2014	<i>Lobelia urens</i> L., 1753	2017
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L., 1753	2014	<i>Lotus pedunculatus</i> Cav., 1793	2014
<i>Betula pendula</i> Roth, 1788	2017	<i>Molinia caerulea</i> subsp. <i>caerulea</i> (L.) Moench, 1794	2017
<i>Betula pubescens</i> Ehrh., 1791	2017	<i>Pedicularis sylvatica</i> L., 1753	2014
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull, 1808	2017	<i>Pinus pinaster</i> Aiton, 1789	2014
<i>Carex arenaria</i> L., 1753	2014	<i>Plantago coronopus</i> L., 1753	2014
<i>Carex pilulifera</i> L., 1753	2014	<i>Plantago lanceolata</i> L., 1753	2014
<i>Cytisus scoparius</i> (L.) Link, 1822	2014	<i>Populus tremula</i> L., 1753	2017
<i>Daucus carota</i> L., 1753	2014	<i>Potentilla erecta</i> (L.) Räsch., 1797	2017
<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P.Beauv., 1812	2014	<i>Potentilla montana</i> Brot., 1804	2014
<i>Eleocharis multicaulis</i> (Sm.) Desv., 1818	2014	<i>Pseudarrhenatherum longifolium</i> (Thore) Rouy, 1922	2017
<i>Erica ciliaris</i> Loeffl. ex L., 1753	2017	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn, 1879	2017
<i>Erica cinerea</i> L., 1753	2014	<i>Quercus robur</i> L., 1753	2017
<i>Erica scoparia</i> L., 1753	2017	<i>Radiola linoides</i> Roth, 1788	2014
<i>Erica tetralix</i> L., 1753	2017	<i>Rubus</i> L., 1753	2017
<i>Erica x watsonii</i> Benth., 1839	2017	<i>Rumex acetosella</i> L., 1753	2014
<i>Frangula alnus</i> Mill., 1768	2017	<i>Salix atrocinerea</i> Brot., 1804	2017
<i>Gentiana pneumonanthe</i> L., 1753	2017	<i>Schoenus nigricans</i> L., 1753	2017
<i>Hypericum humifusum</i> L., 1753	2014	<i>Scutellaria minor</i> Huds., 1762	2017
<i>Hypochaeris radicata</i> L., 1753	2014	<i>Solidago virgaurea</i> L., 1753	2014
<i>Jasione montana</i> L., 1753	2014	<i>Tuberaria guttata</i> (L.) Fourr., 1868	2014
<i>Juncus acutiflorus</i> Ehrh. ex Hoffm., 1791	2017	<i>Ulex europaeus</i> L., 1753	2017
<i>Juncus bulbosus</i> L., 1753	2014	<i>Ulex minor</i> Roth, 1797	2017
<i>Juncus conglomeratus</i> L., 1753	2014	<i>Viola lactea</i> Sm., 1798	2014

Lande de craste neuve

Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation
<i>Agrostis canina</i> L., 1753	2017	<i>Lobelia urens</i> L., 1753	2017
<i>Arbutus unedo</i> L., 1753	2012	<i>Lonicera periclymenum</i> L., 1753	2017
<i>Betula pubescens</i> Ehrh., 1791	2017	<i>Lotus pedunculatus</i> Cav., 1793	2017
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull, 1808	2012	<i>Lycopus europaeus</i> L., 1753	2017
<i>Carex distans</i> L., 1759	2012	<i>Molinia caerulea</i> subsp. <i>caerulea</i> (L.) Moench, 1794	2017
<i>Cirsium dissectum</i> (L.) Hill, 1768	2017	<i>Myrica gale</i> L., 1753	2017



<i>Danthonia decumbens</i> (L.) DC., 1805	2017	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud., 1840	2017
<i>Drosera intermedia</i> Hayne, 1798	2012	<i>Potentilla erecta</i> (L.) Räsch., 1797	2017
<i>Eleocharis multicaulis</i> (Sm.) Desv., 1818	2017	<i>Quercus robur</i> L., 1753	2017
<i>Erica scoparia</i> L., 1753	2017	<i>Ranunculus flammula</i> L., 1753	2012
<i>Erica tetralix</i> L., 1753	2017	<i>Rhynchospora fusca</i> (L.) W.T.Aiton, 1810	2017
<i>Frangula alnus</i> Mill., 1768	2017	<i>Rubus</i> L., 1753	2017
<i>Galium palustre</i> L., 1753	2012	<i>Salix atrocinerea</i> Brot., 1804	2017
<i>Genista anglica</i> L., 1753	2012	<i>Salix repens</i> L., 1753	2012
<i>Hydrocotyle vulgaris</i> L., 1753	2017	<i>Schoenus nigricans</i> L., 1753	2017
<i>Hypericum elodes</i> L., 1759	2012	<i>Scorzonera humilis</i> L., 1753	2017
<i>Juncus acutiflorus</i> Ehrh. ex Hoffm., 1791	2012	<i>Scutellaria minor</i> Huds., 1762	2017
<i>Juncus bulbosus</i> L., 1753	2012	<i>Sphagnum</i> L.	2012
<i>Juncus effusus</i> L., 1753	2012	<i>Ulex europaeus</i> L., 1753	2012

Lande de lafarge

Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation
<i>Agrostis canina</i> L., 1753	2017	<i>Molinia caerulea</i> subsp. <i>caerulea</i> (L.) Moench, 1794	2017
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull, 1808	2017	<i>Pinus pinaster</i> Aiton, 1789	2017
<i>Eleocharis multicaulis</i> (Sm.) Desv., 1818	2017	<i>Potentilla erecta</i> (L.) Räsch., 1797	2017
<i>Erica ciliaris</i> Loefl. ex L., 1753	2017	<i>Pseudarrhenatherum longifolium</i> (Thore) Rouy, 1922	2017
<i>Erica cinerea</i> L., 1753	2017	<i>Quercus robur</i> L., 1753	2017
<i>Erica scoparia</i> L., 1753	2017	<i>Rubus</i> L., 1753	2017
<i>Erica tetralix</i> L., 1753	2017	<i>Salix atrocinerea</i> Brot., 1804	2017
<i>Frangula alnus</i> Mill., 1768	2017	<i>Schoenus nigricans</i> L., 1753	2017
<i>Gentiana pneumonanthe</i> L., 1753	2017	<i>Trocdaris verticillatum</i> (L.) Raf., 1840	2017
<i>Juncus bulbosus</i> L., 1753	2017	<i>Ulex minor</i> Roth, 1797	2017
<i>Lonicera periclymenum</i> L., 1753	2017		

Lande du pont neuf

Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull, 1808	2017	<i>Pinus pinaster</i> Aiton, 1789	2017
<i>Calypogeia sphagnicola</i> (Arnell & J.Perss.) Warnst. & Loeske	2017	<i>Pleurozium schreberi</i> (Willd. ex Brid.) Mitt.	2017
<i>Drosera rotundifolia</i> L., 1753	2017	<i>Polygala serpyllifolia</i> Hose, 1797	2017
<i>Erica tetralix</i> L., 1753	2017	<i>Rhynchospora alba</i> (L.) Vahl, 1805	2017
<i>Eriophorum angustifolium</i> Honck., 1782	2017	<i>Schoenus nigricans</i> L., 1753	2017

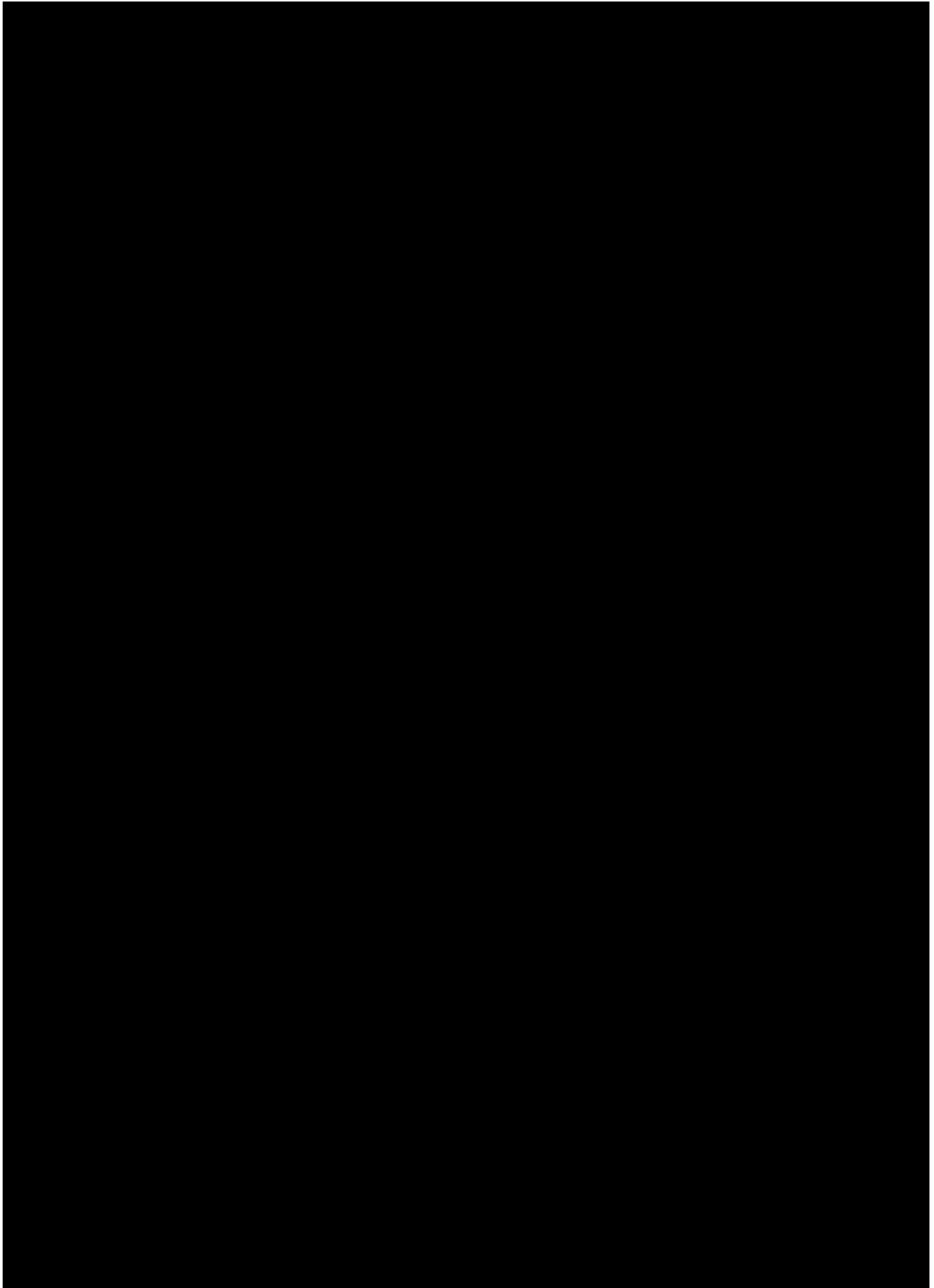


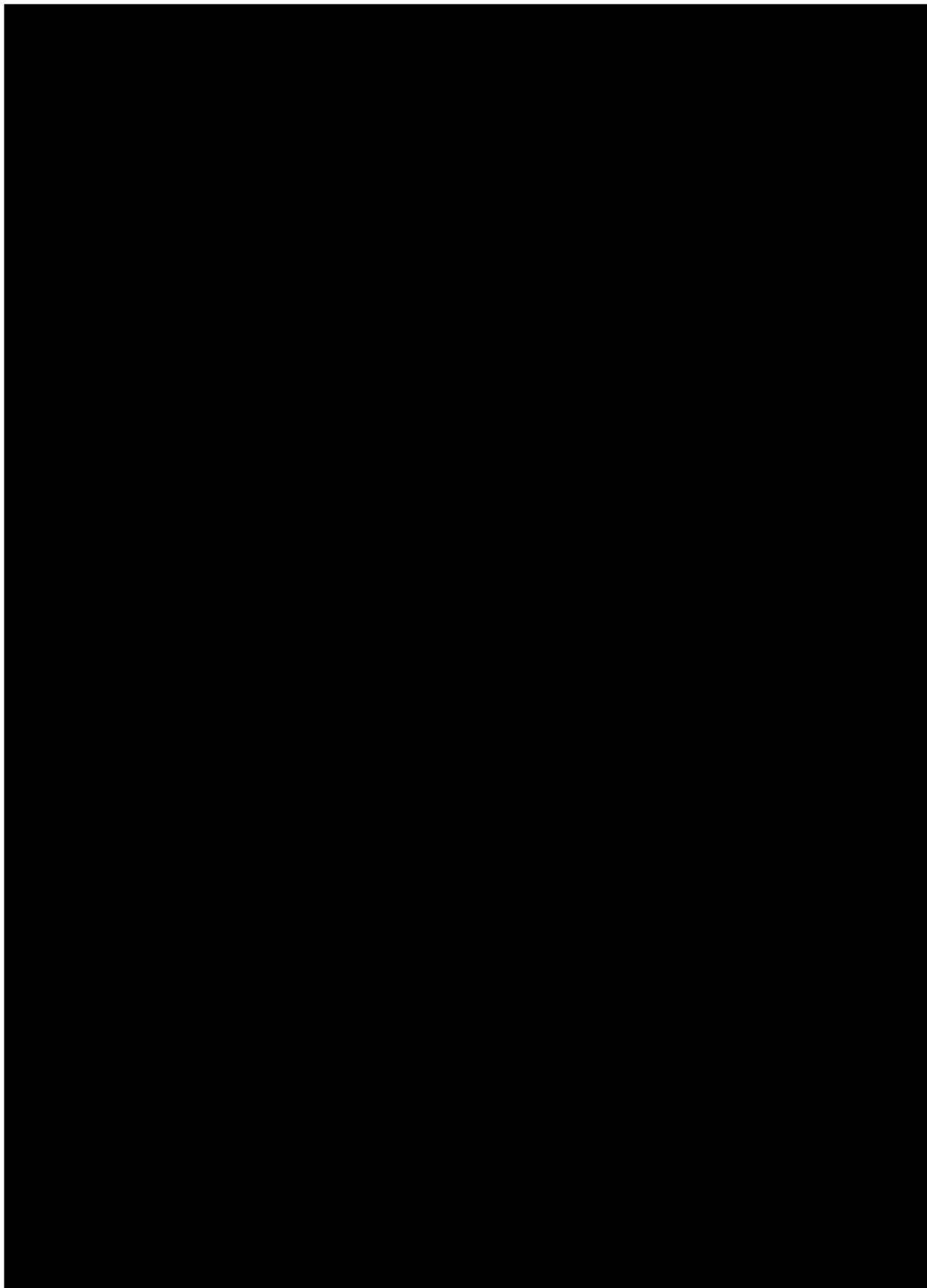
<i>Frangula alnus</i> Mill., 1768	2017	<i>Sphagnum cuspidatum</i> Ehrh. ex Hoffm.	2017
<i>Fuscocephaloziopsis connivens</i> (Dicks.) Váňa & L.Söderstr., 2013	2017	<i>Sphagnum flexuosum</i> Dozy & Molk.	2017
<i>Hypnum cupressiforme</i> Hedw.	2017	<i>Sphagnum magellanicum</i> Brid.	2017
<i>Hypnum jutlandicum</i> Holmen & E.Warncke	2017	<i>Sphagnum palustre</i> L.	2017
<i>Kurzia pauciflora</i> (Dicks.) Grolle	2017	<i>Sphagnum papillosum</i> Lindb.	2017
<i>Leucobryum glaucum</i> (Hedw.) Ångstr.	2017	<i>Sphagnum rubellum</i> Wilson	2017
<i>Molinia caerulea</i> subsp. <i>caerulea</i> (L.) Moench, 1794	2017	<i>Sphagnum tenellum</i> (Brid.) Pers. ex Brid.	2017
<i>Odontoschisma sphagni</i> (Dicks.) Dumort., 1835	2017		

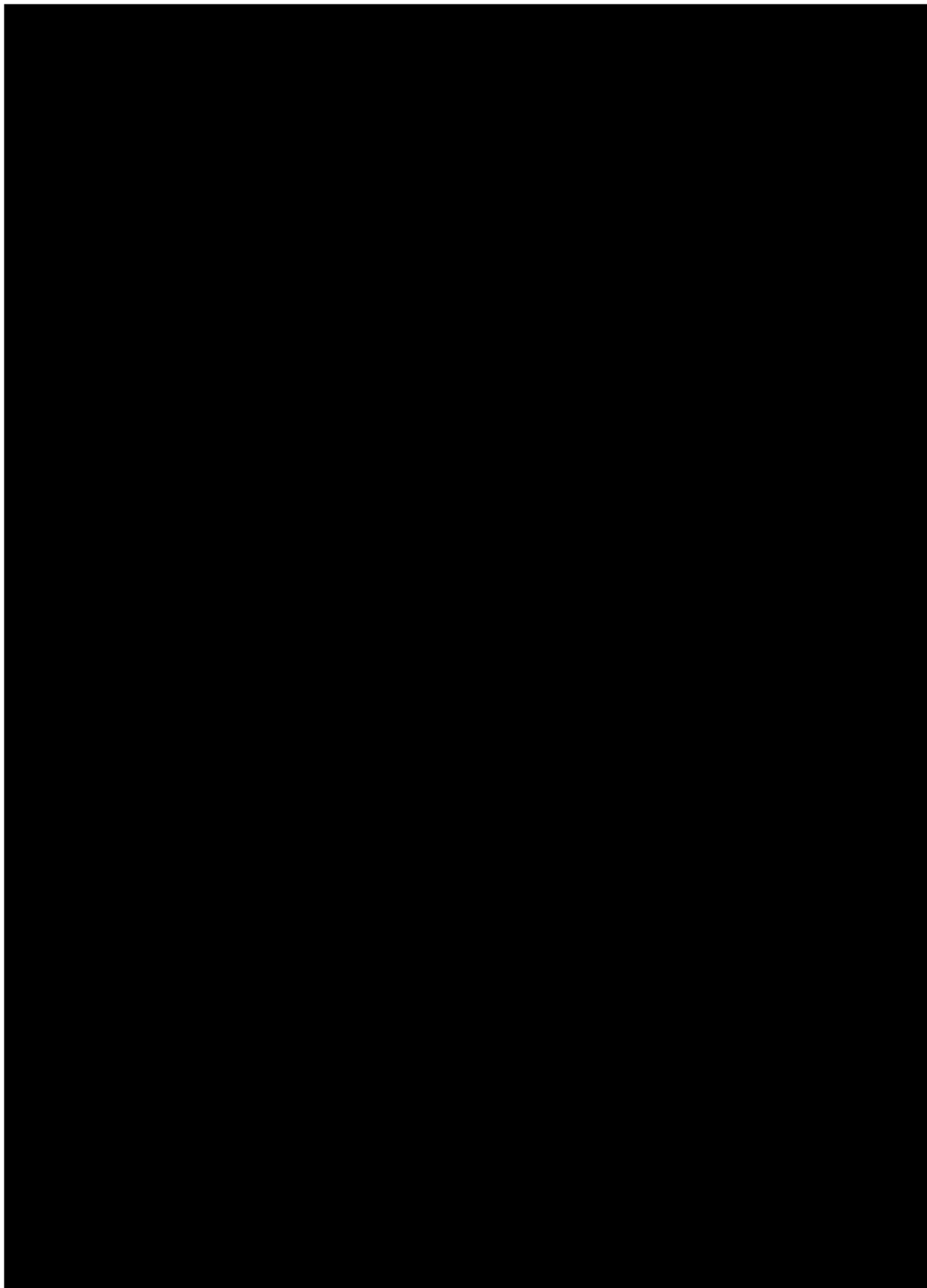
Vallon du clamondé

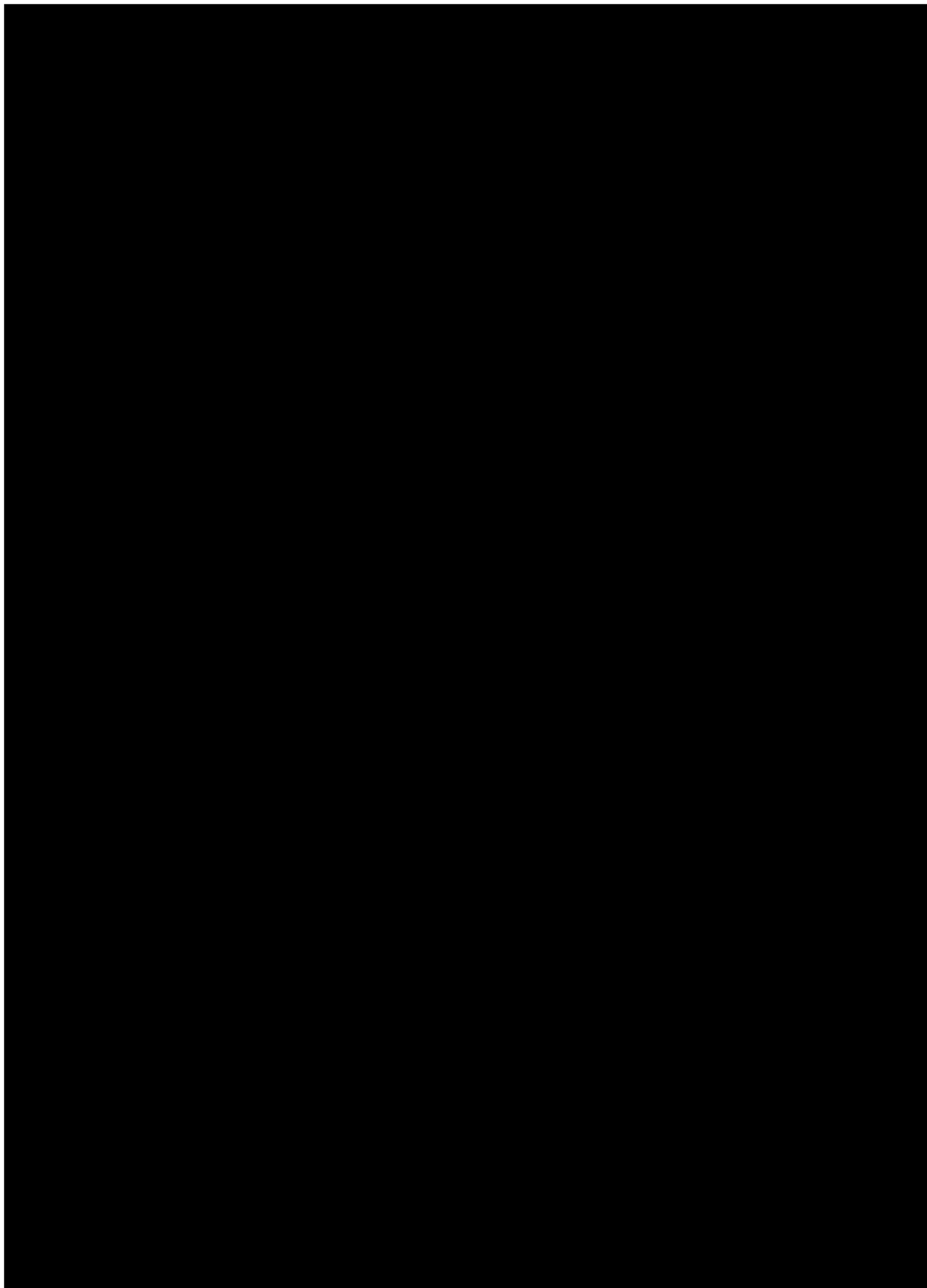
Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn., 1790	2017	<i>Narthecium ossifragum</i> (L.) Huds., 1762	2017
<i>Cirsium dissectum</i> (L.) Hill, 1768	2017	<i>Osmunda regalis</i> L., 1753	2017
<i>Drosera rotundifolia</i> L., 1753	2017	<i>Populus tremula</i> L., 1753	2017
<i>Erica ciliaris</i> Loefl. ex L., 1753	2017	<i>Potentilla erecta</i> (L.) Räsch., 1797	2017
<i>Erica tetralix</i> L., 1753	2017	<i>Rhynchospora alba</i> (L.) Vahl, 1805	2017
<i>Eriophorum angustifolium</i> Honck., 1782	2017	<i>Rubus</i> L., 1753	2017
<i>Eupatorium cannabinum</i> L., 1753	2017	<i>Salix atrocinerea</i> Brot., 1804	2017
<i>Frangula alnus</i> Mill., 1768	2017	<i>Schoenus nigricans</i> L., 1753	2017
<i>Gentiana pneumonanthe</i> L., 1753	2017	Cf. <i>Sisyrinchium angustifolium</i> Mill., 1768	2017
<i>Juncus acutiflorus</i> Ehrh. ex Hoffm., 1791	2017	<i>Sphagnum palustre</i> L.	2017
<i>Lysimachia tenella</i> L., 1753	2017	<i>Sphagnum papillosum</i> (Lindb.)	2017
<i>Molinia caerulea</i> subsp. <i>caerulea</i> (L.) Moench, 1794	2017	<i>Ulex gallii</i> Planch., 1849	2017

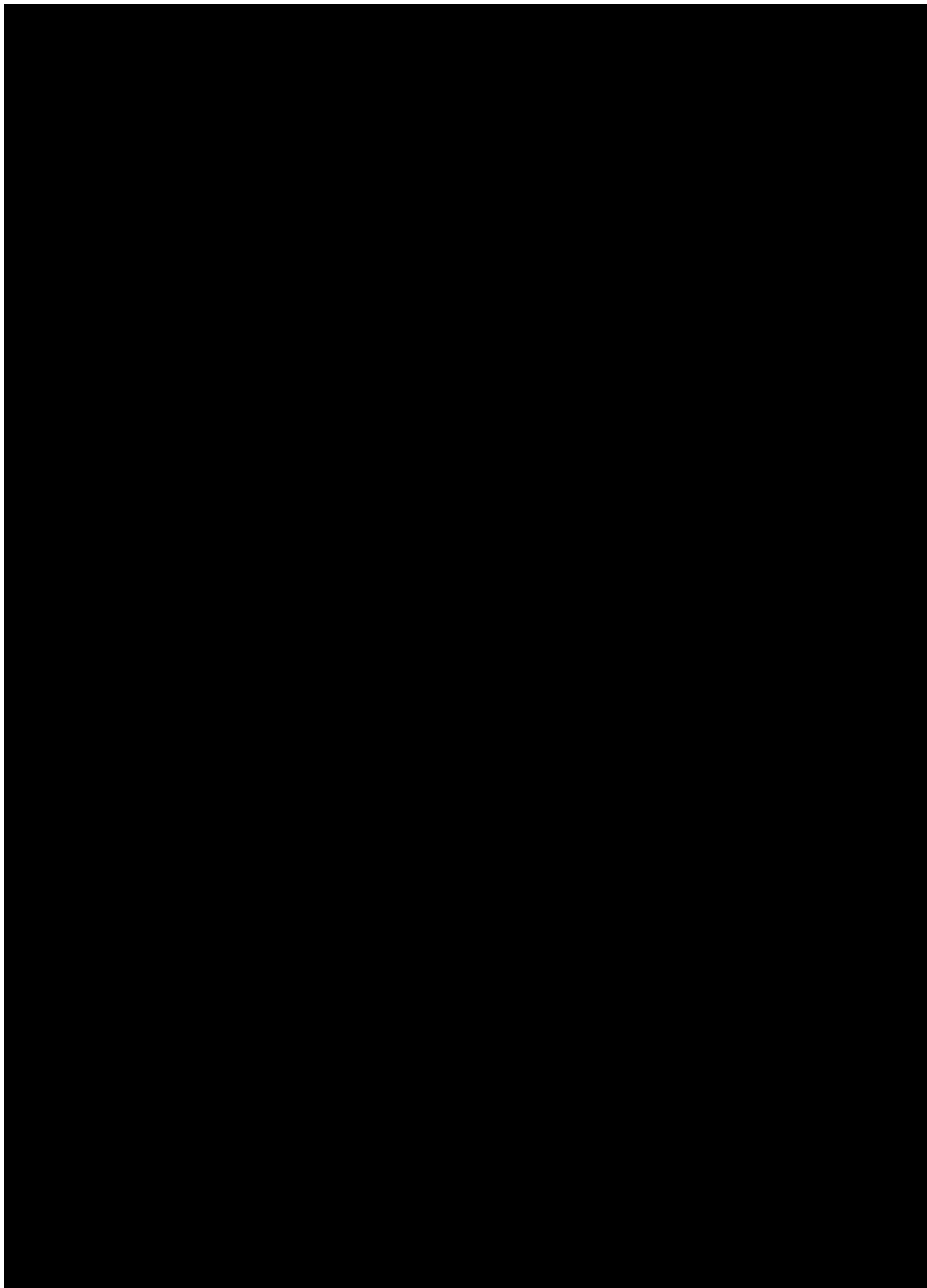
Annexe. 22. Positionnement des transects pour les suivis des lépidoptères de landes humides

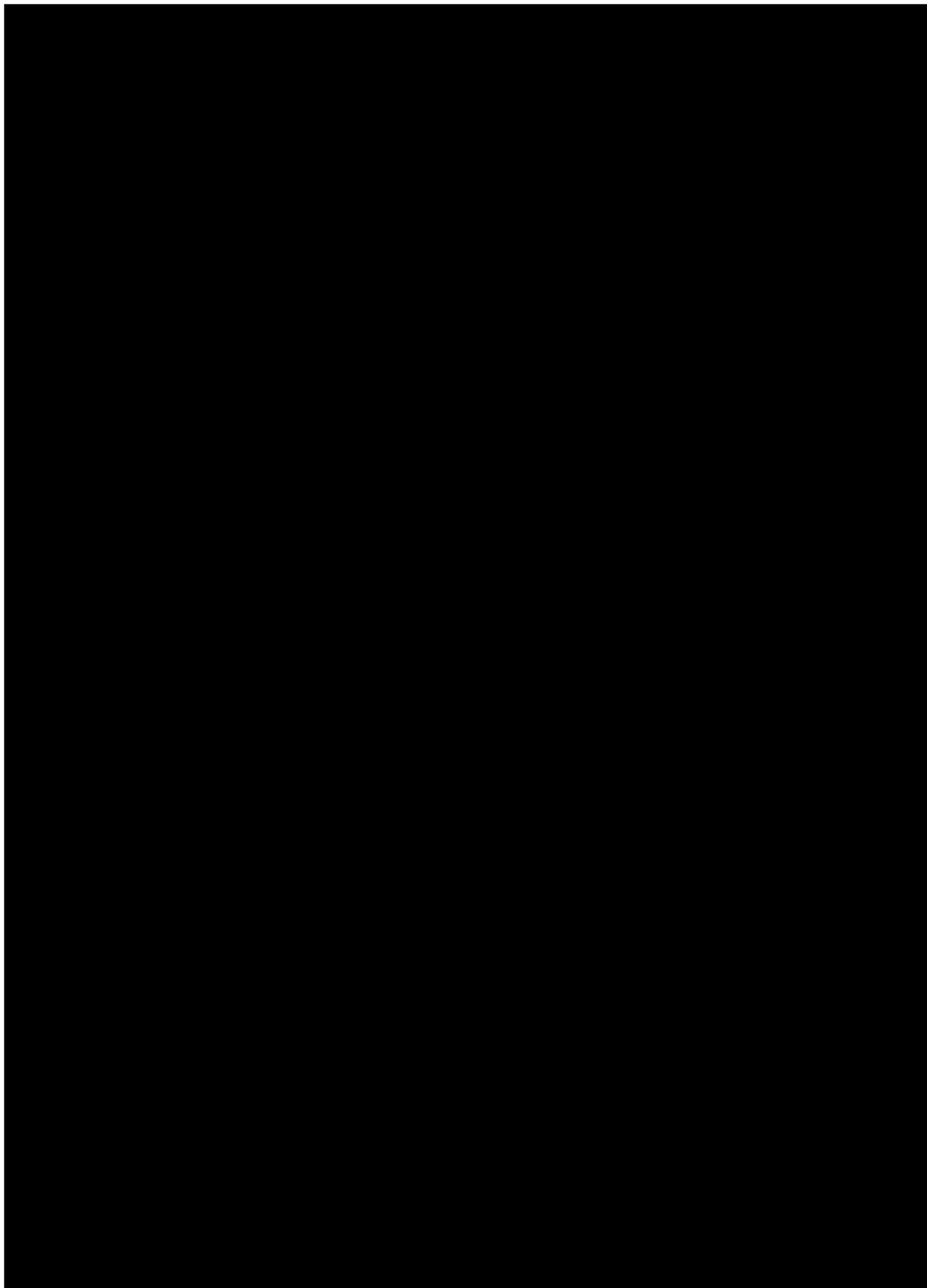


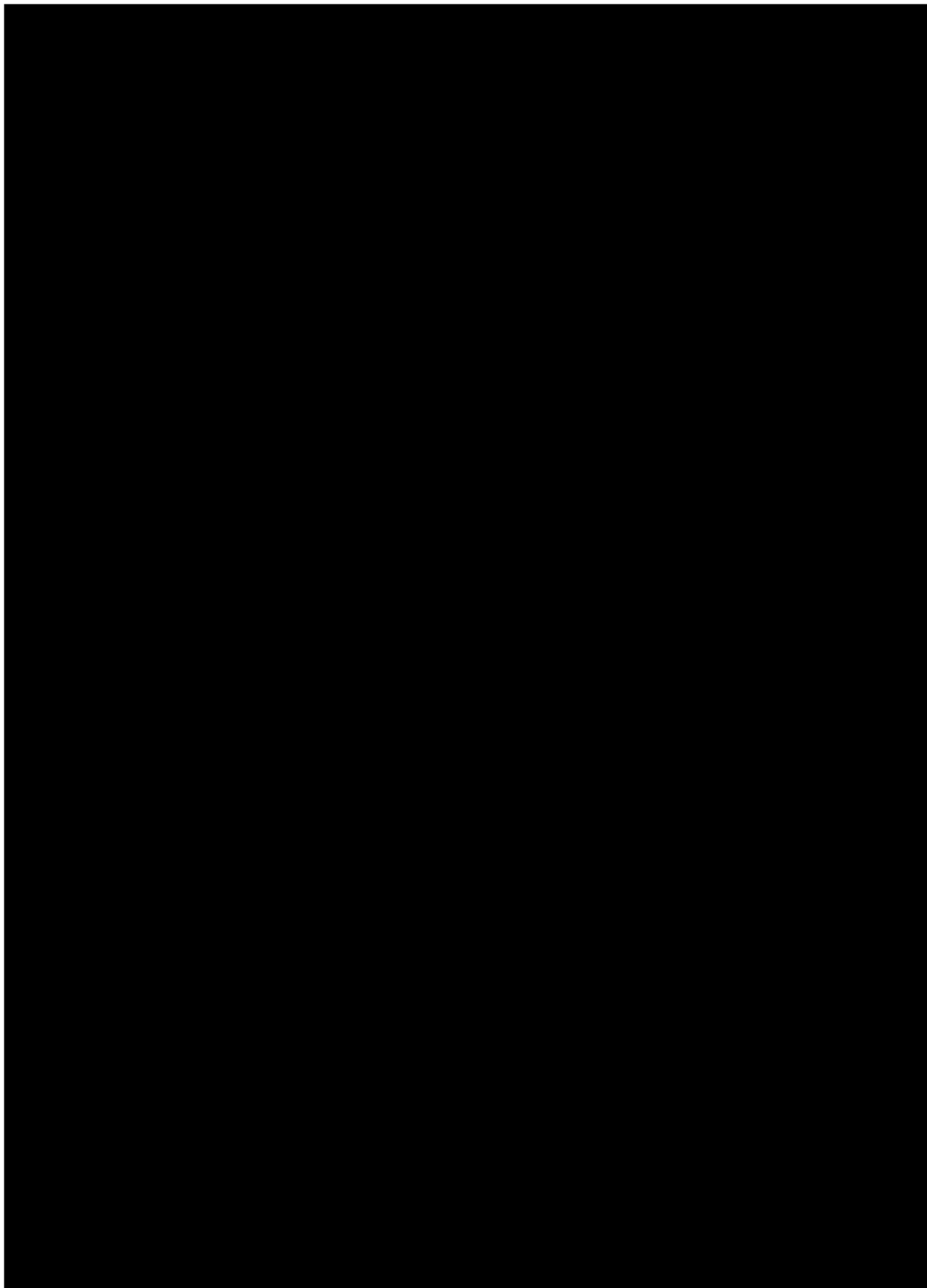


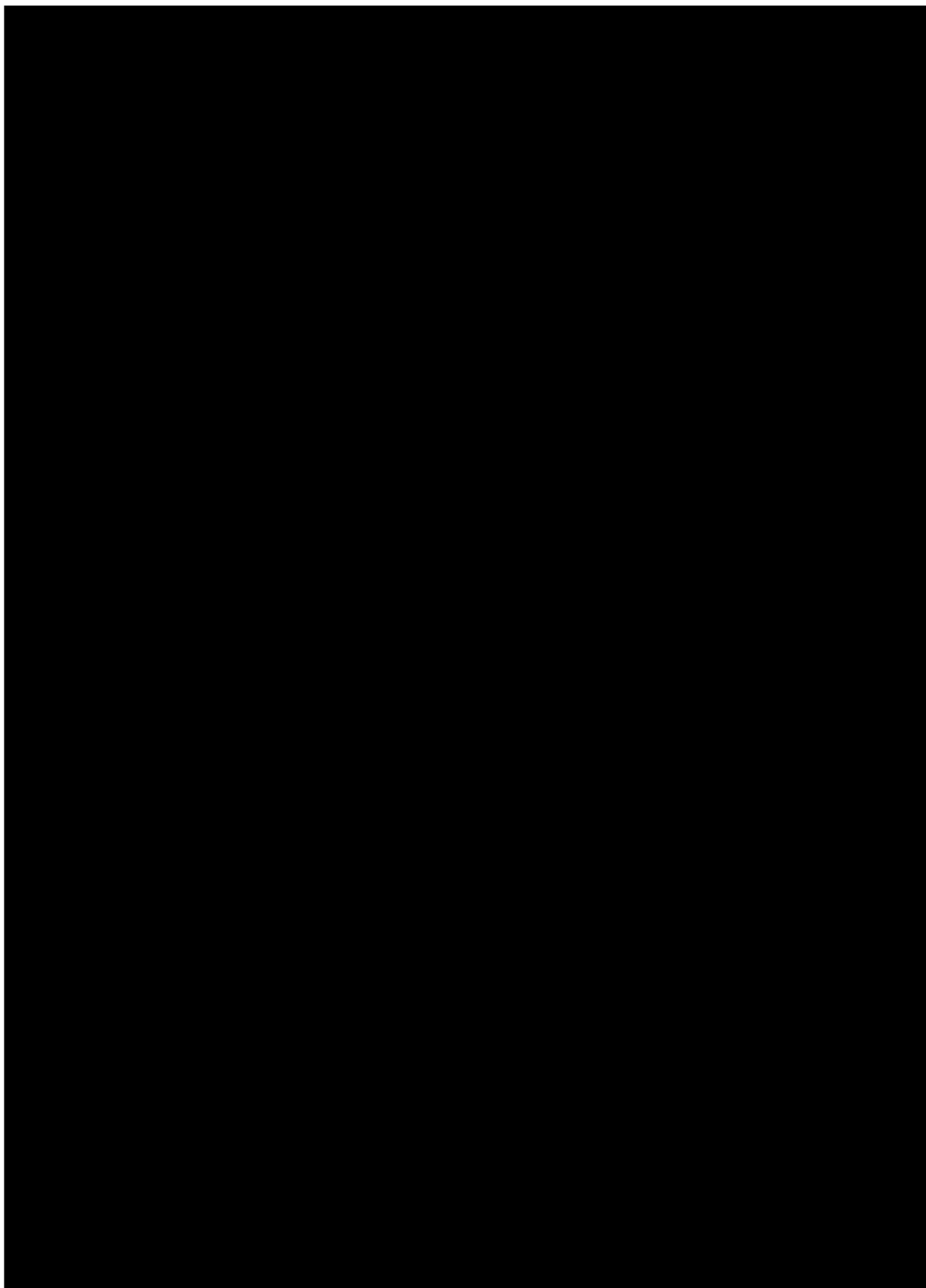


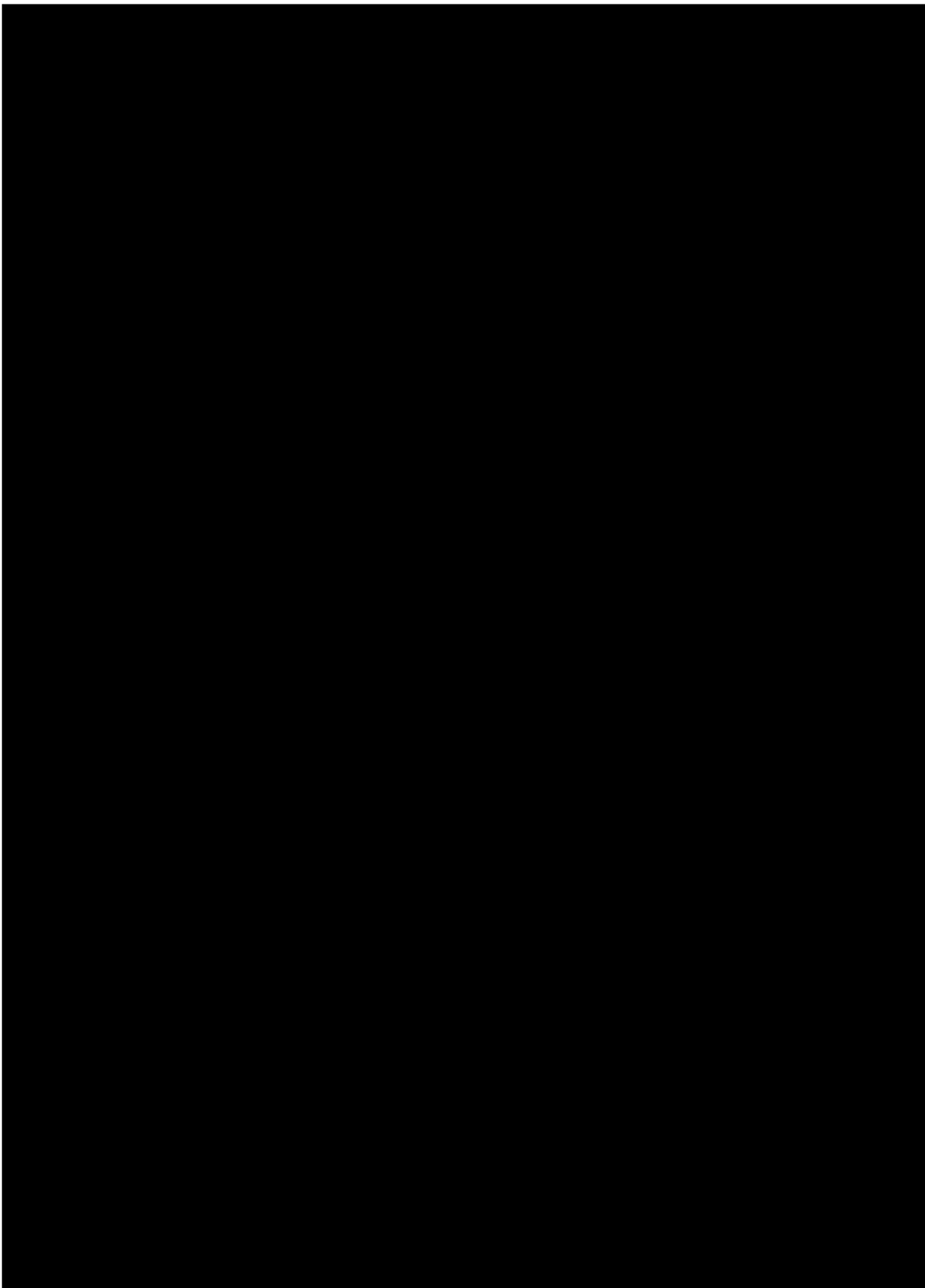


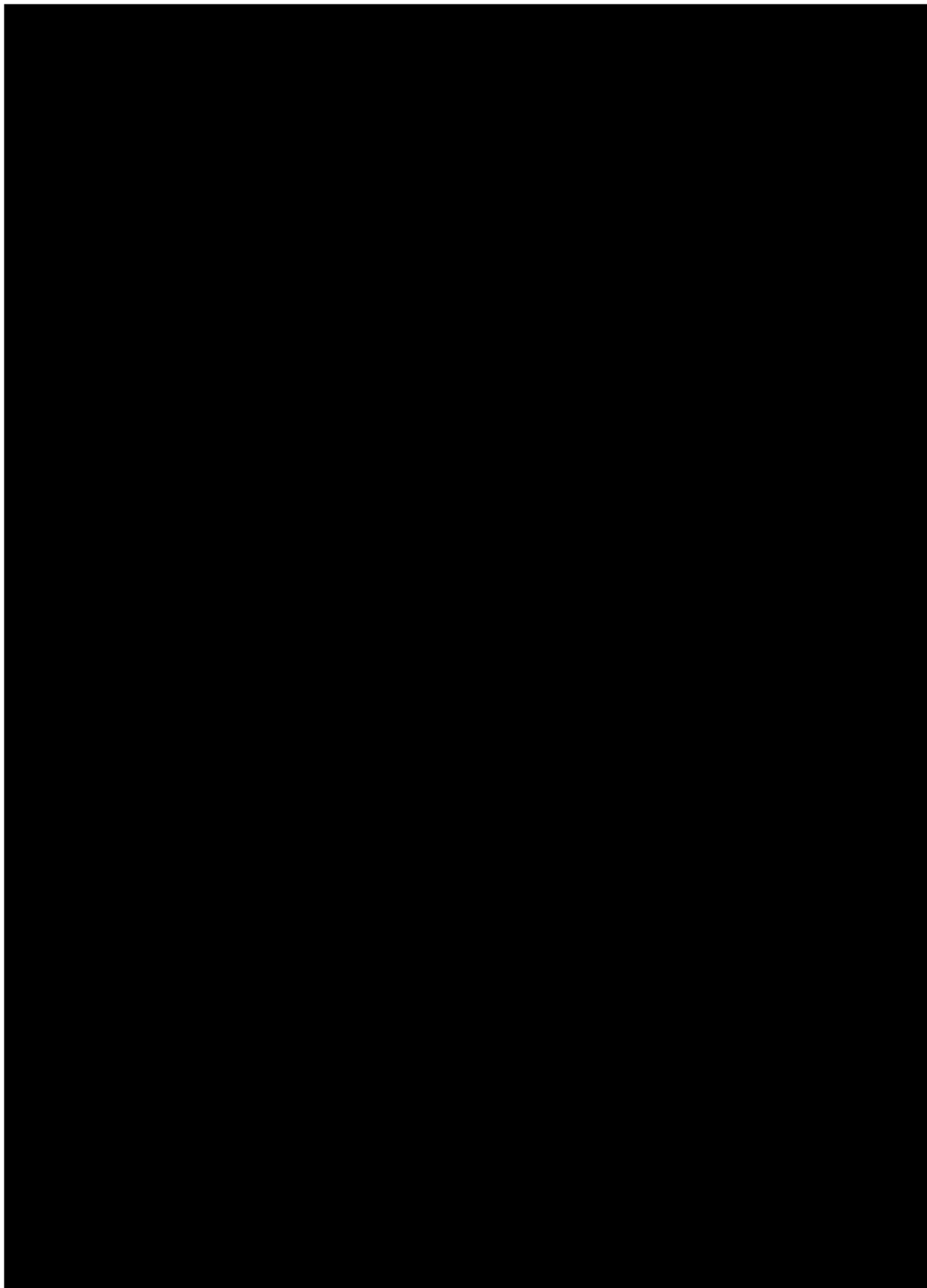


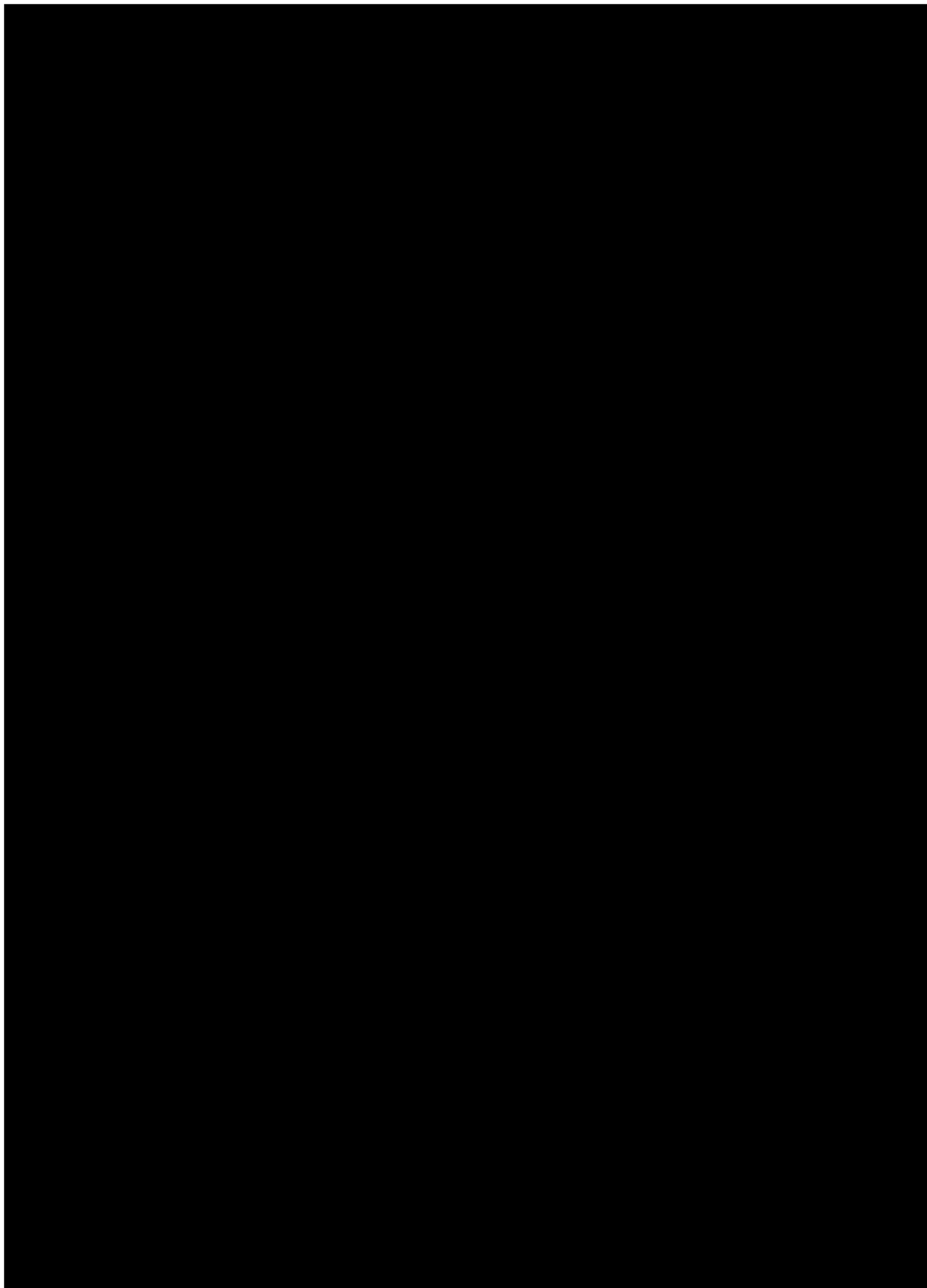


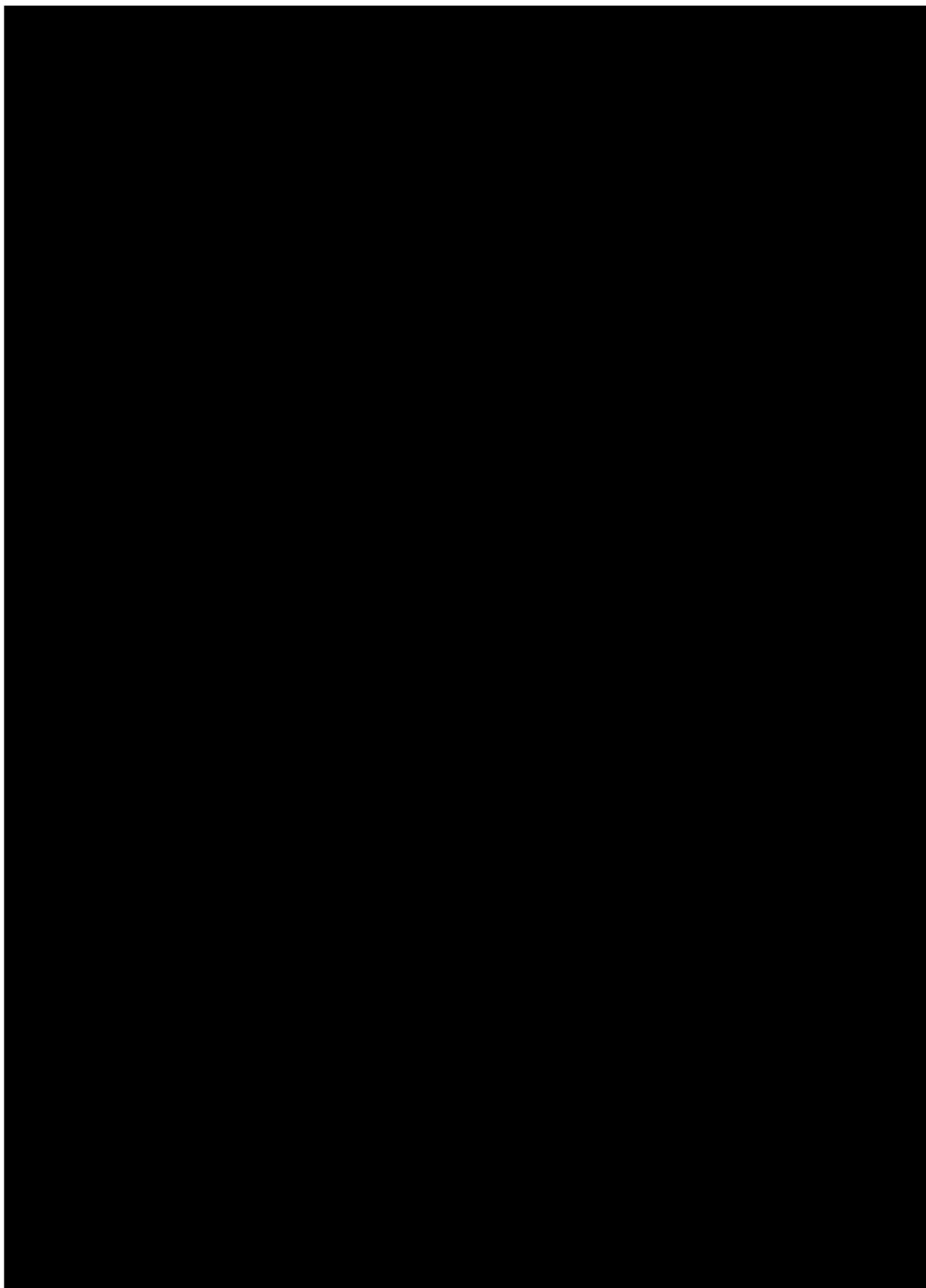


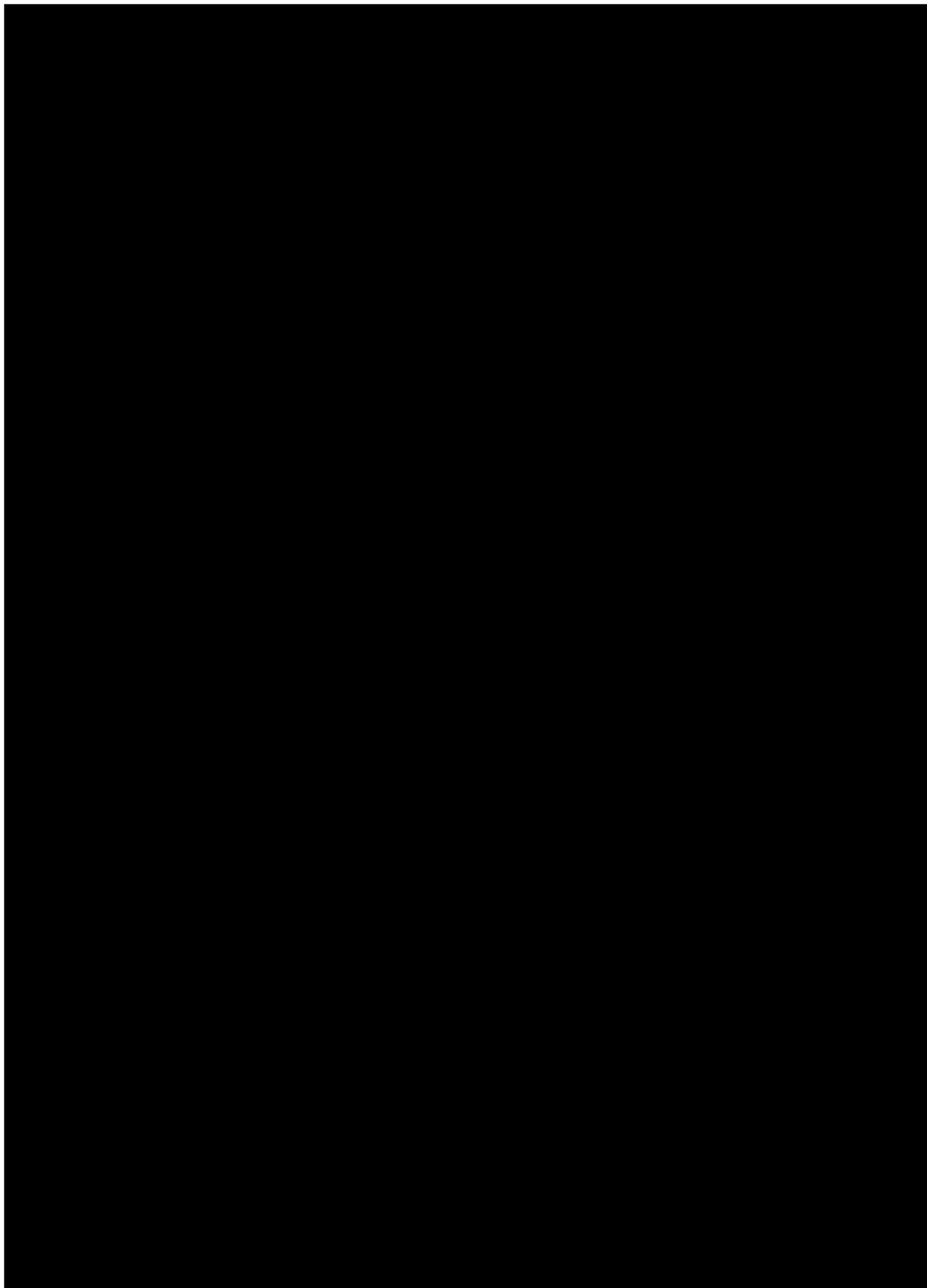


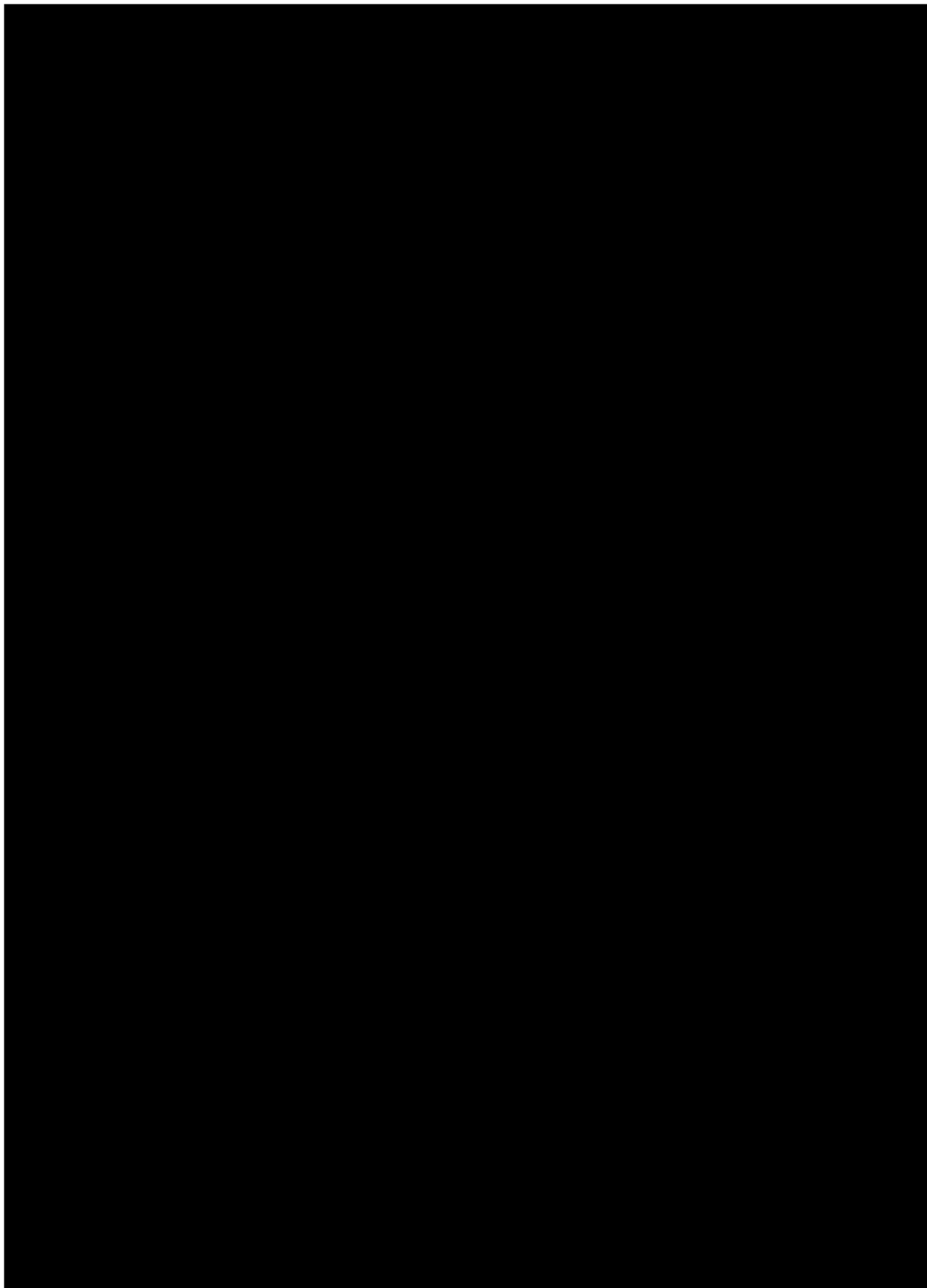


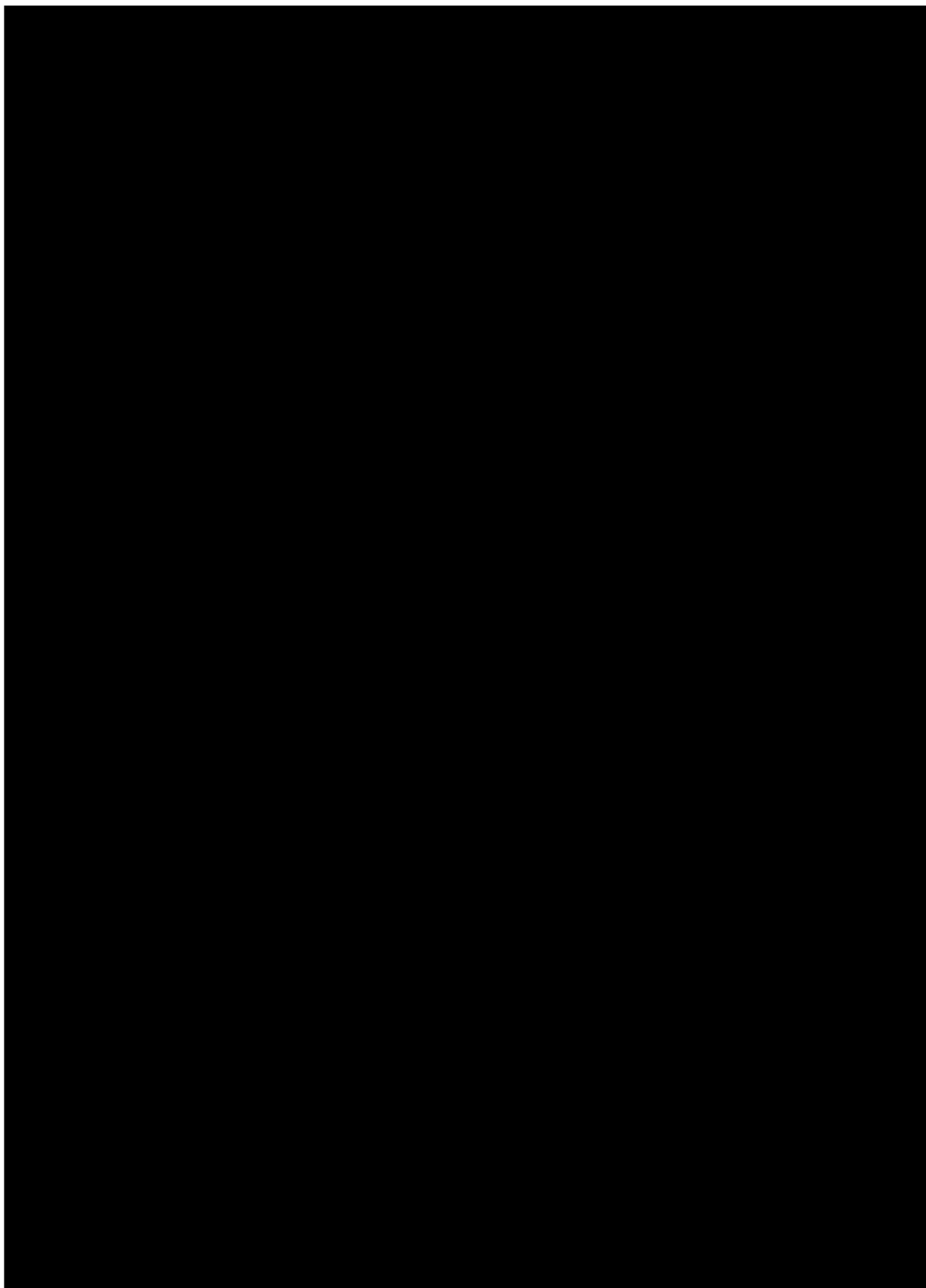


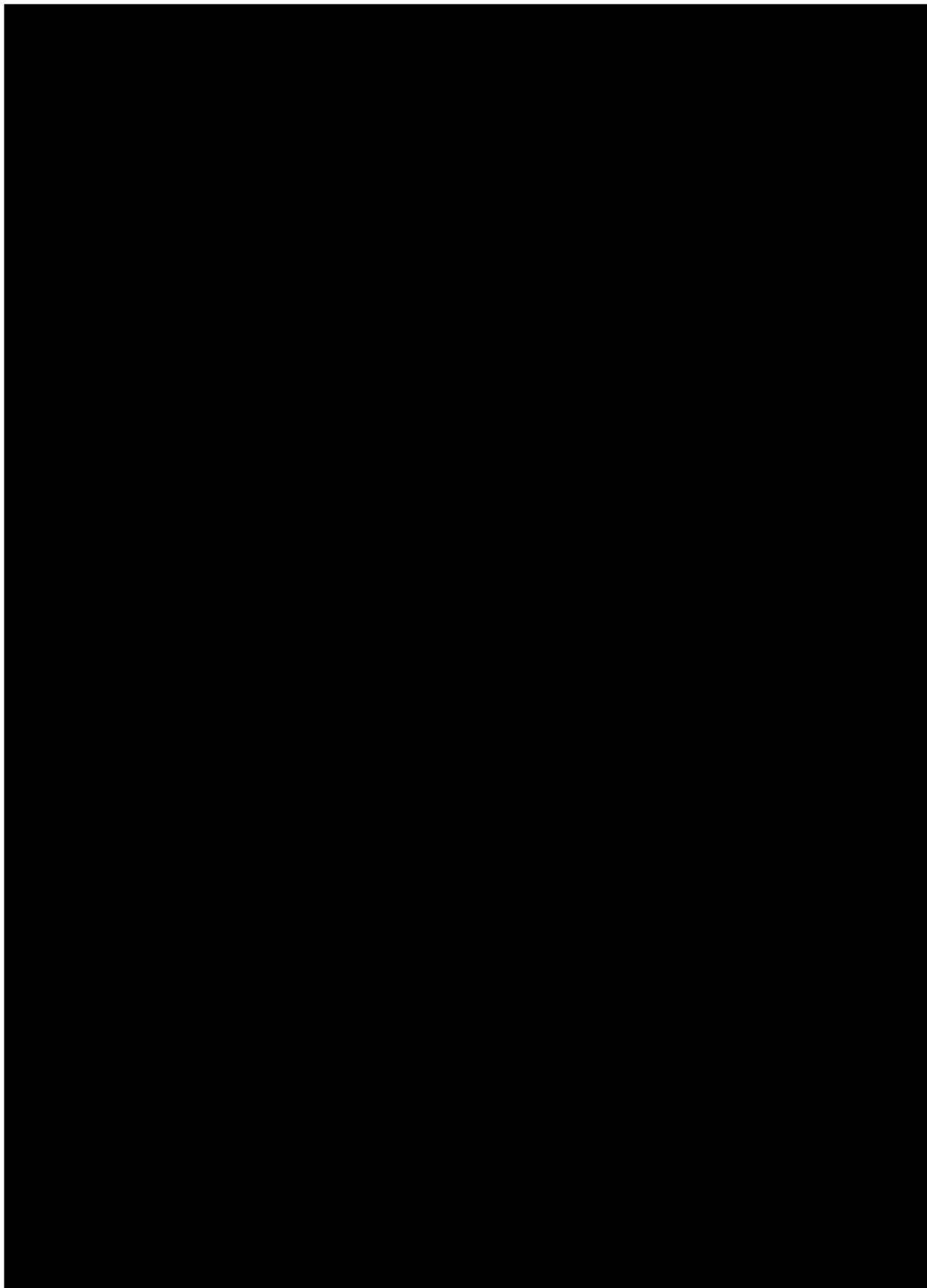


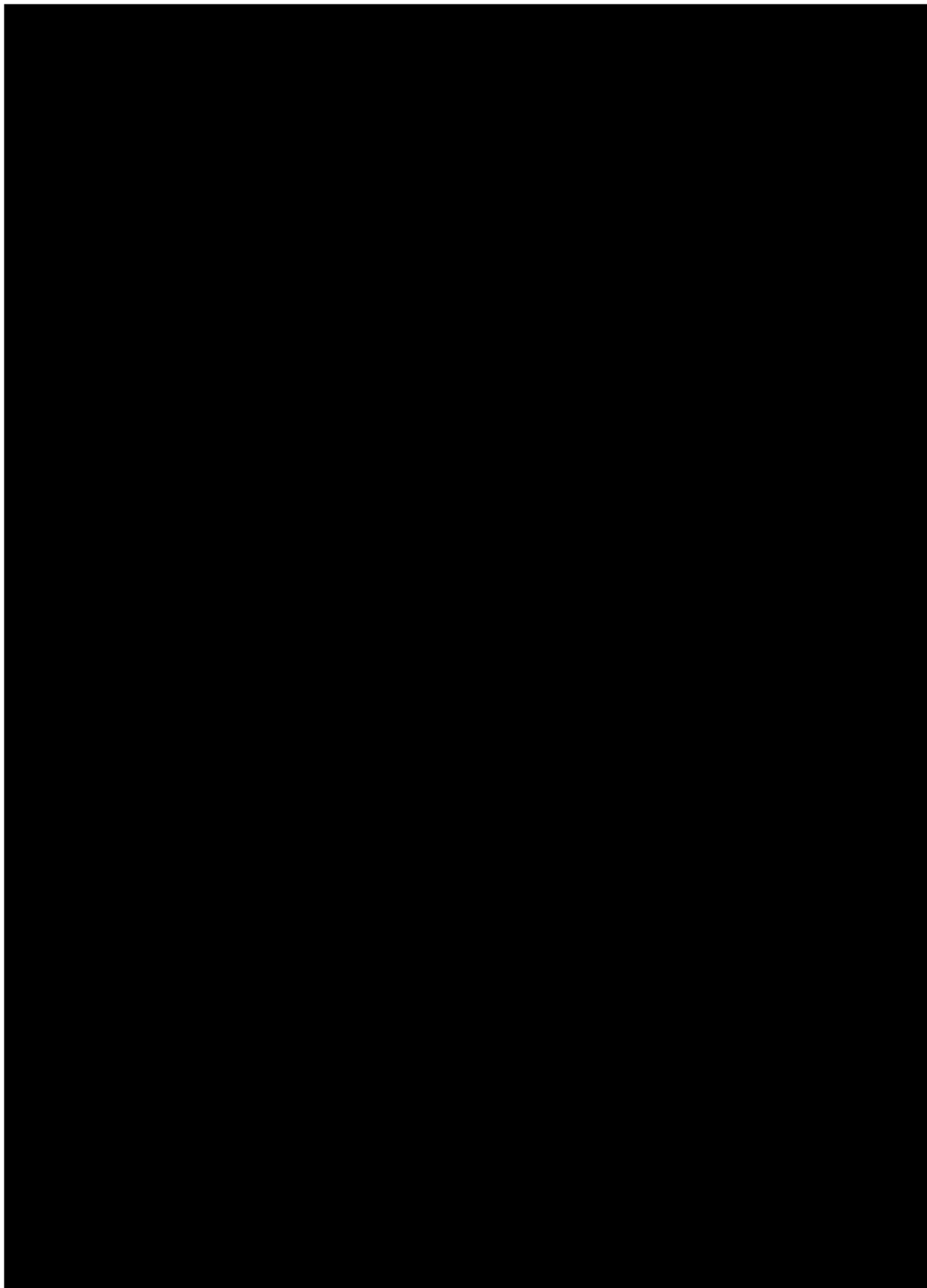


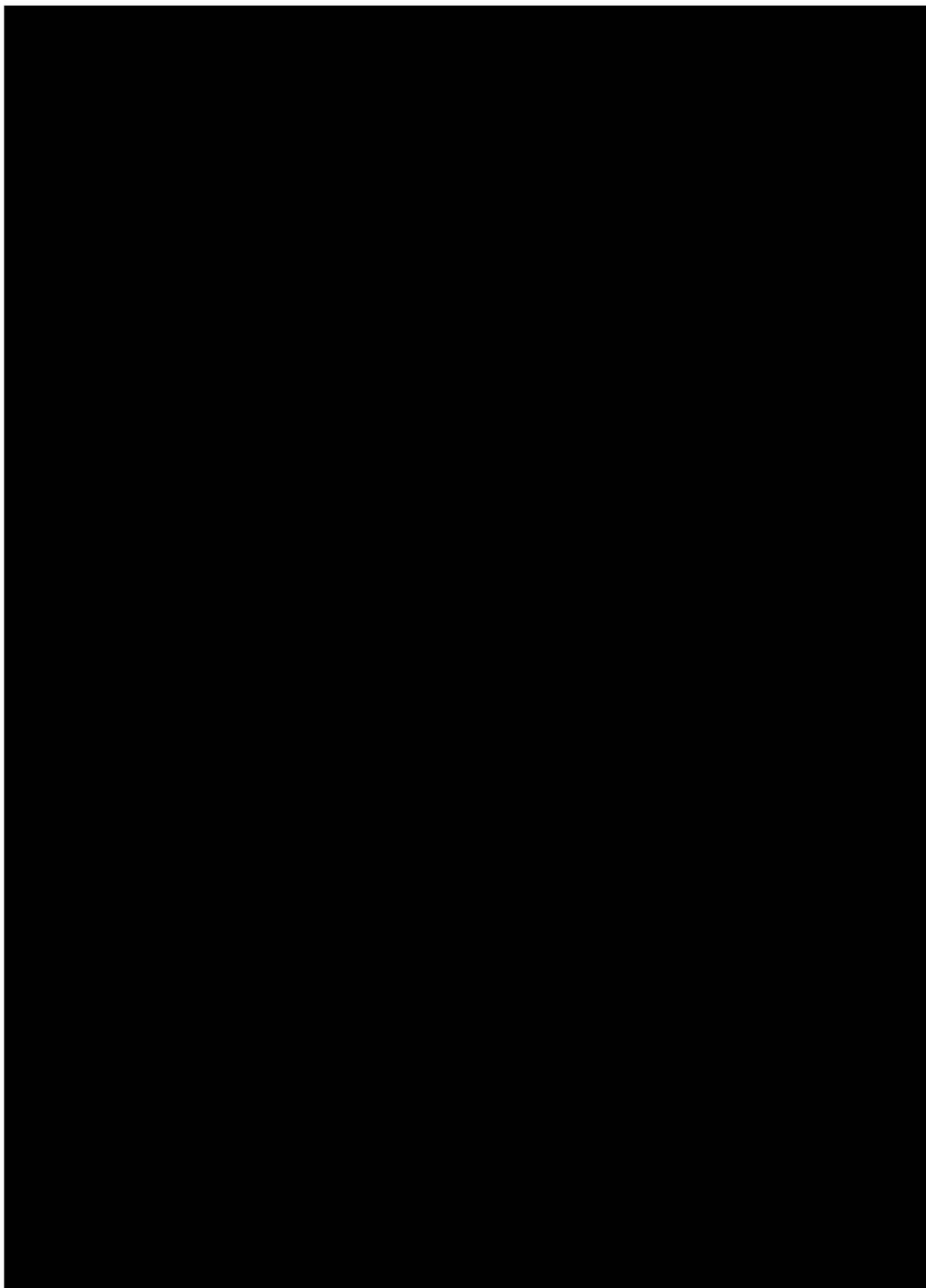


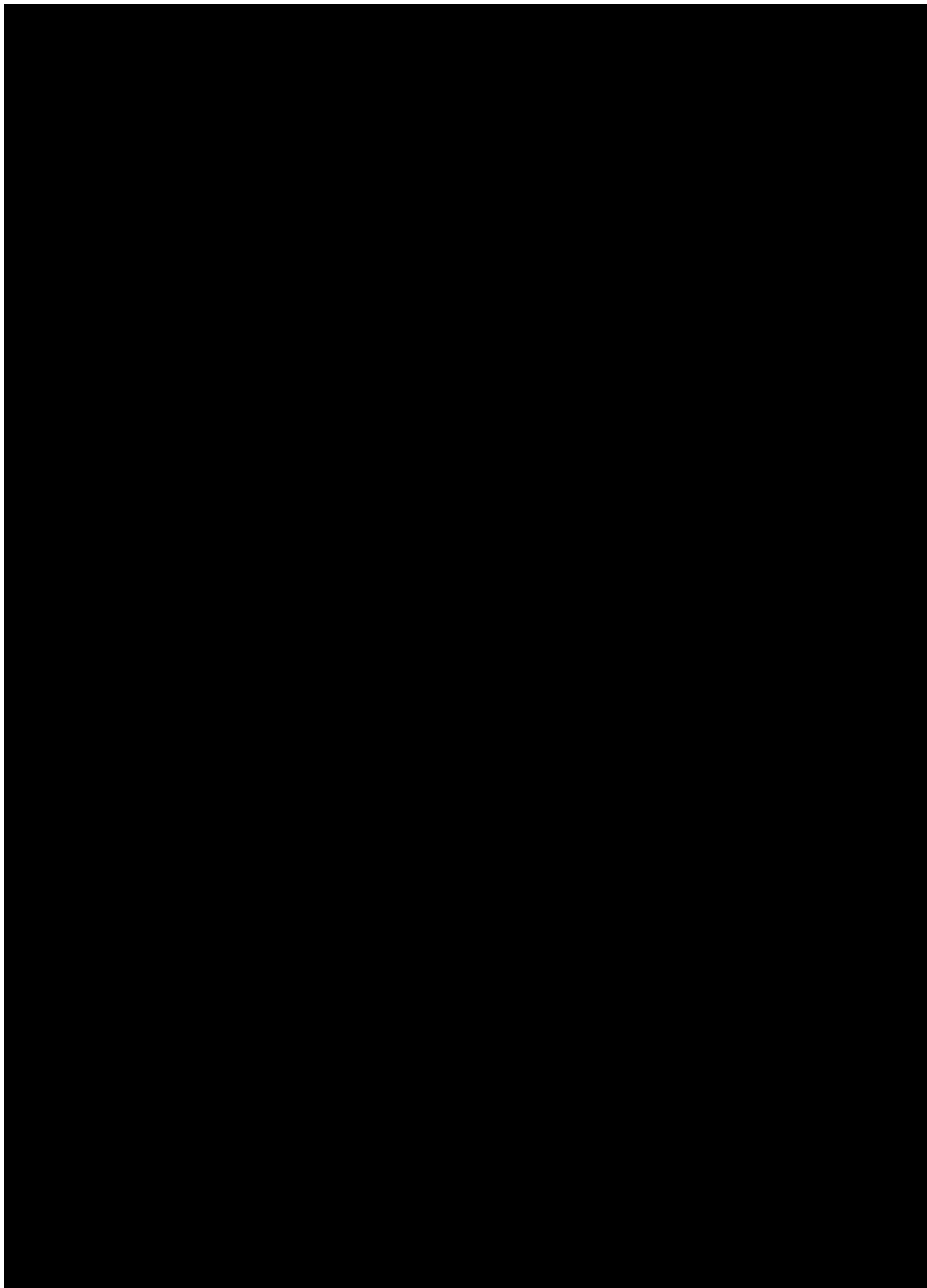


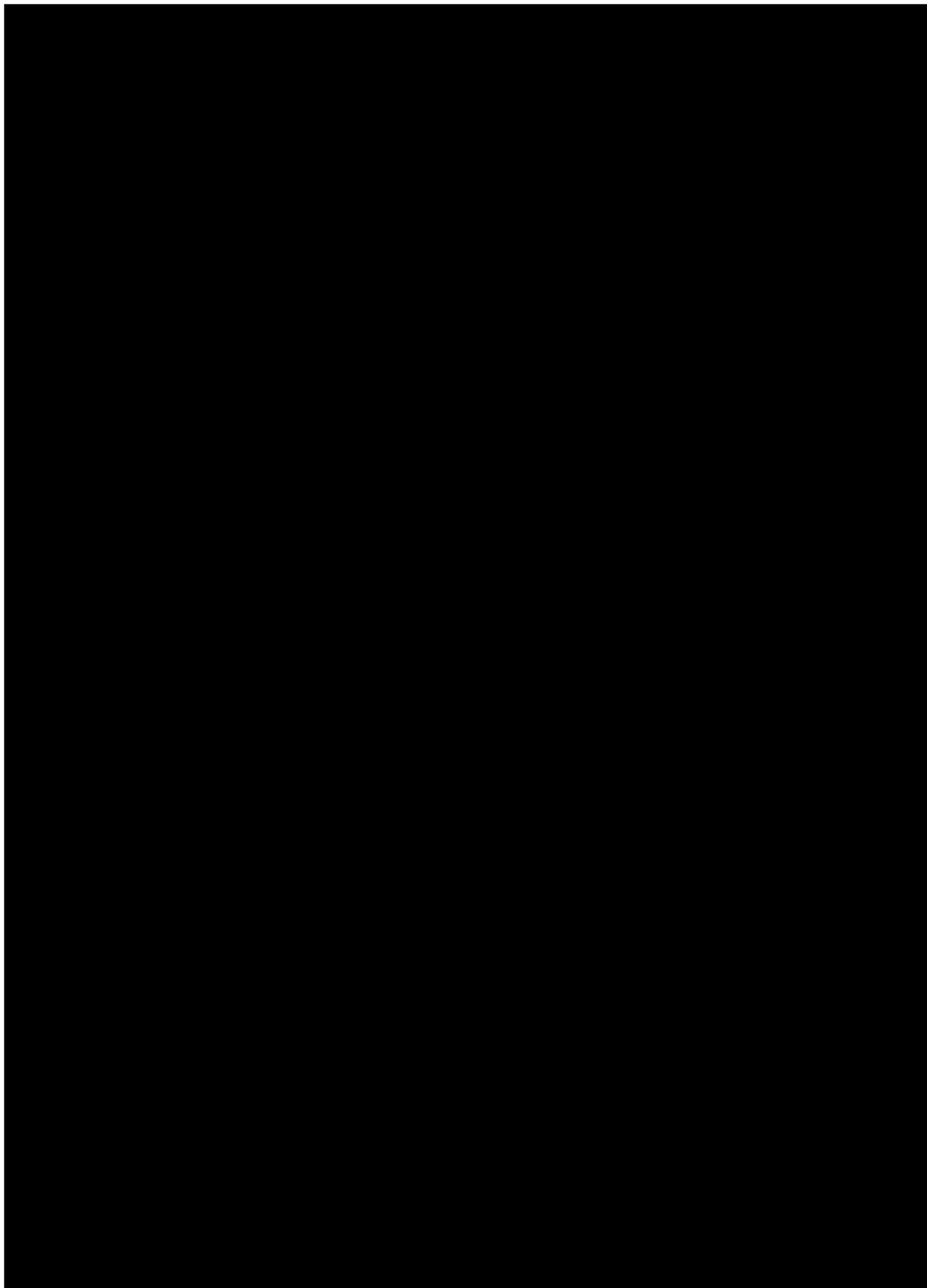


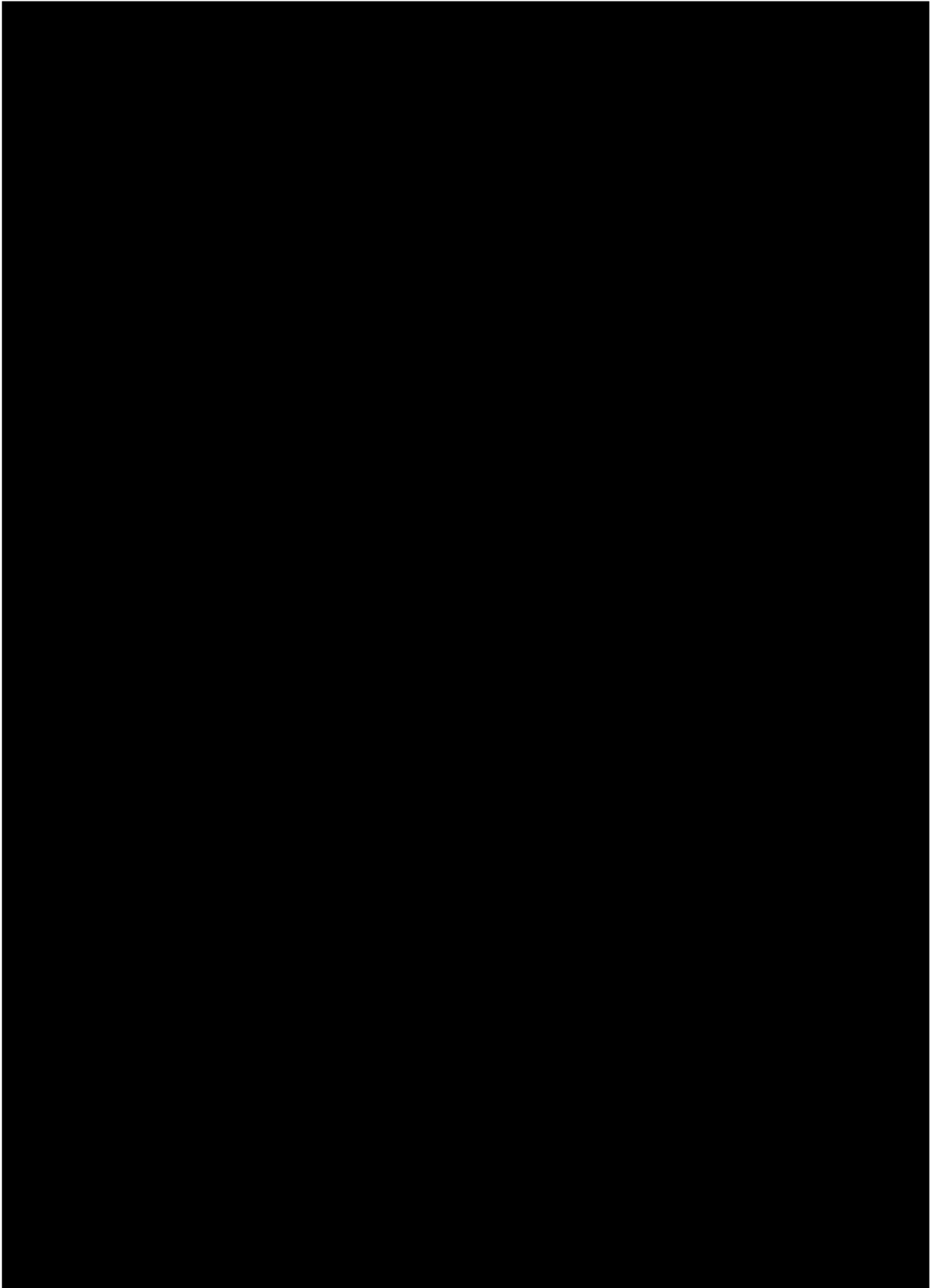


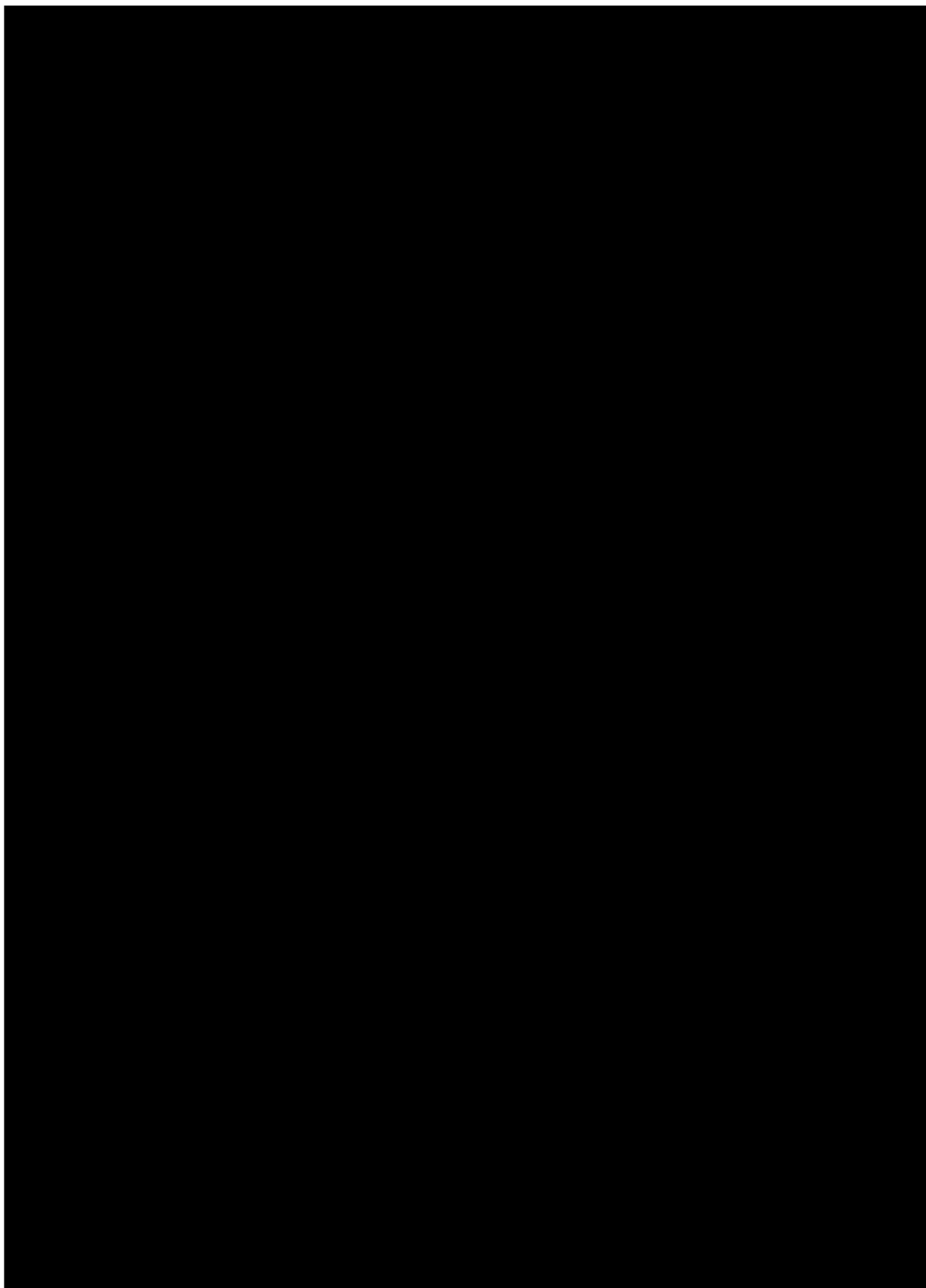


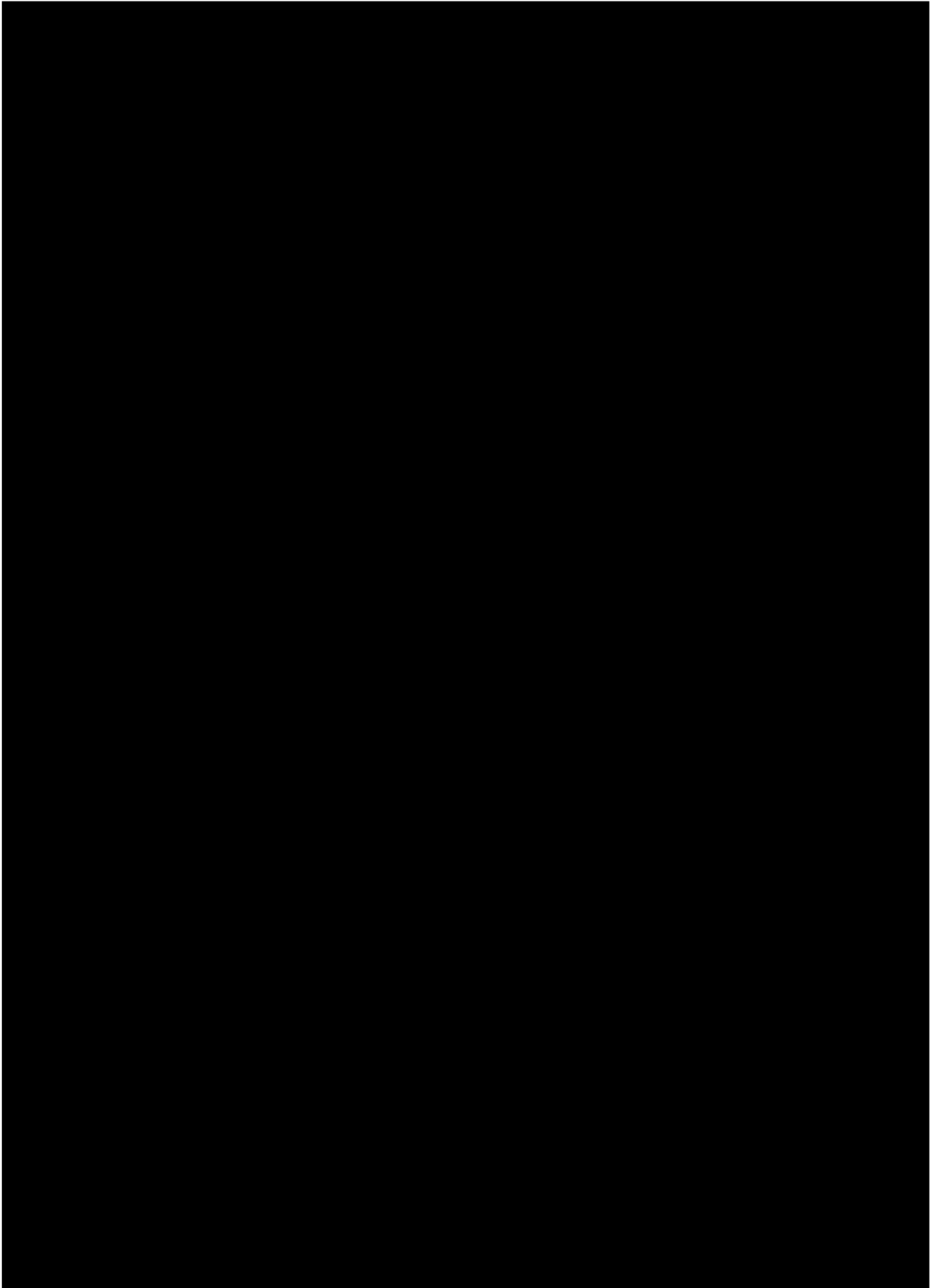


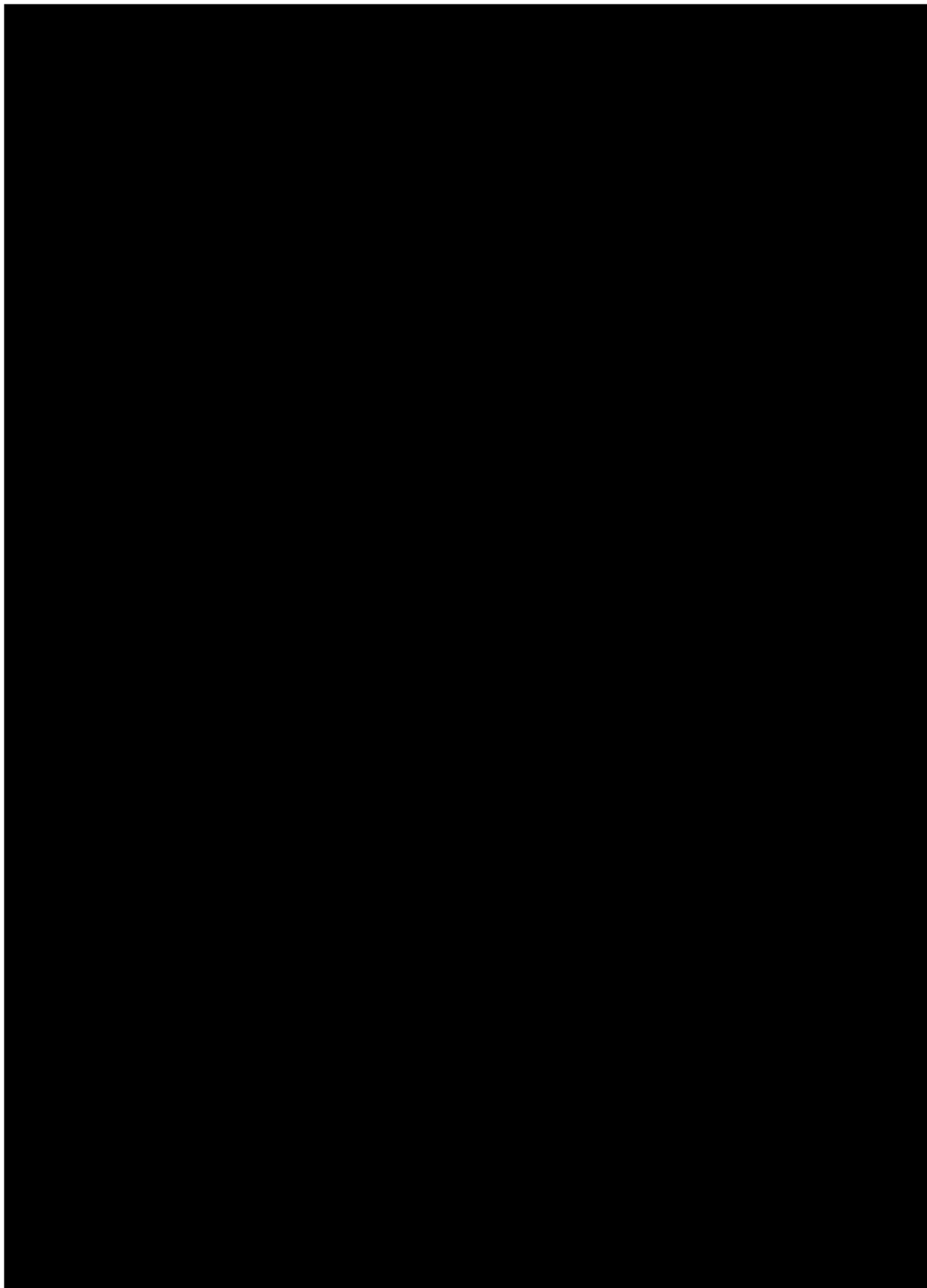


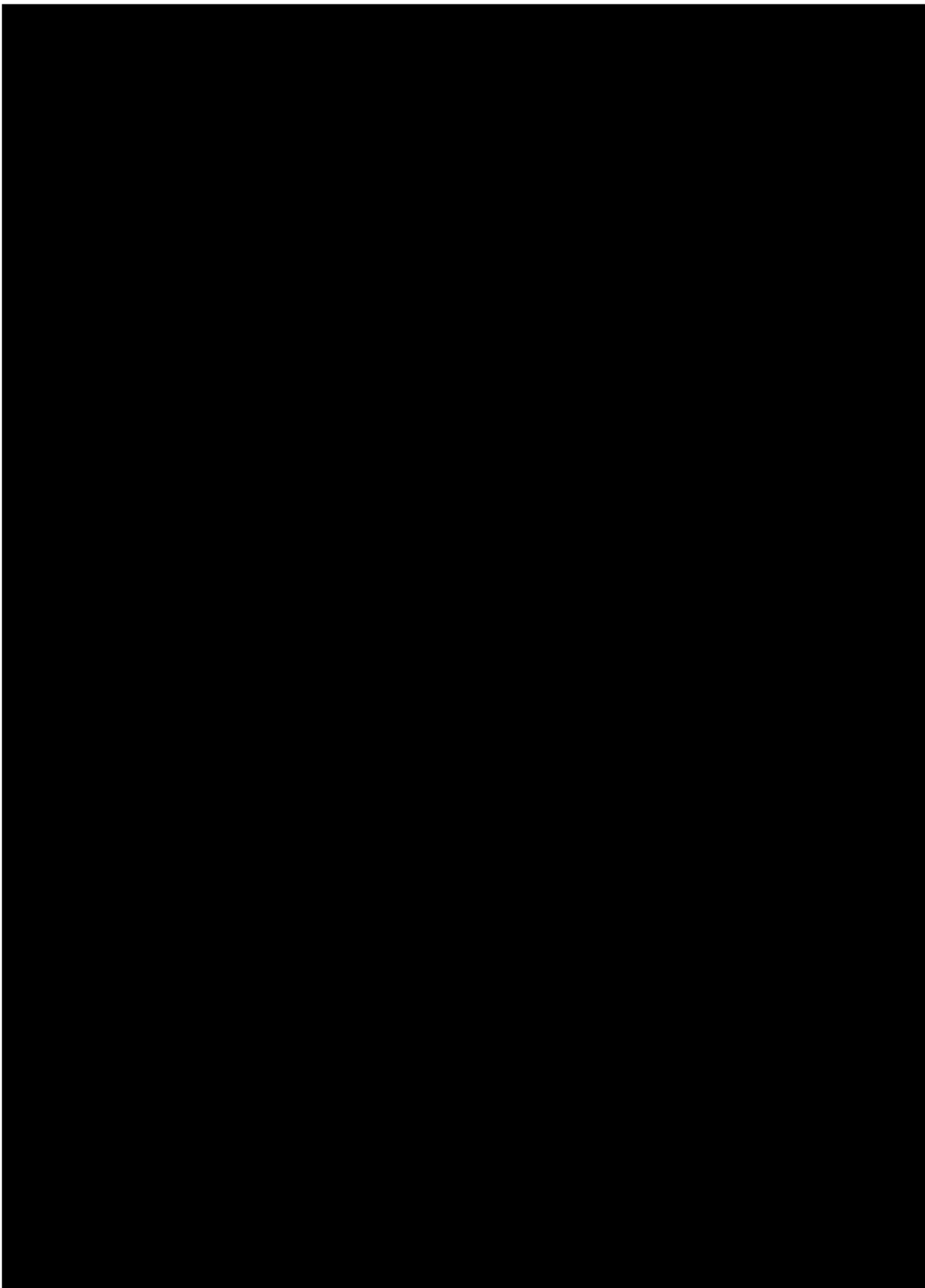


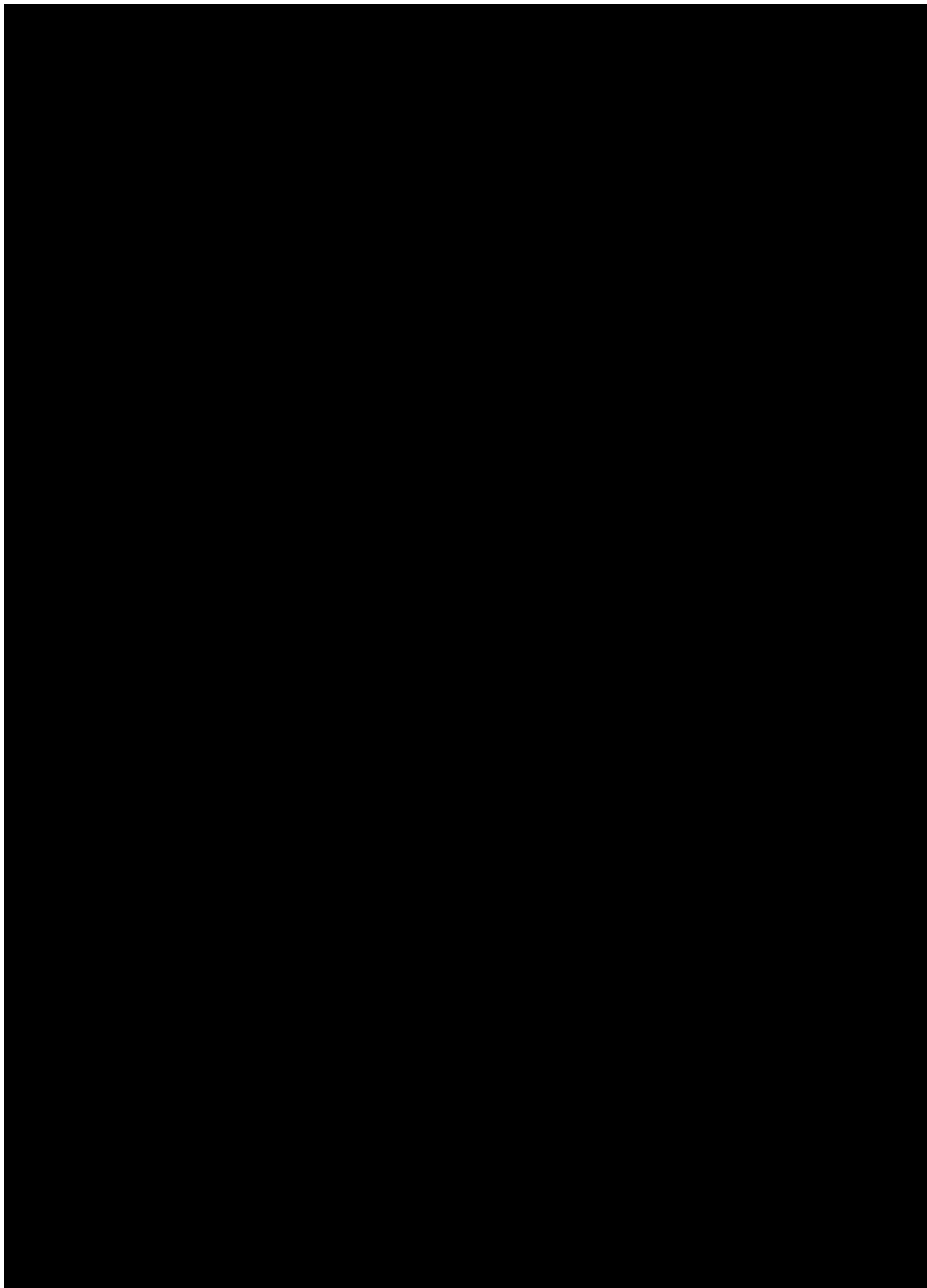




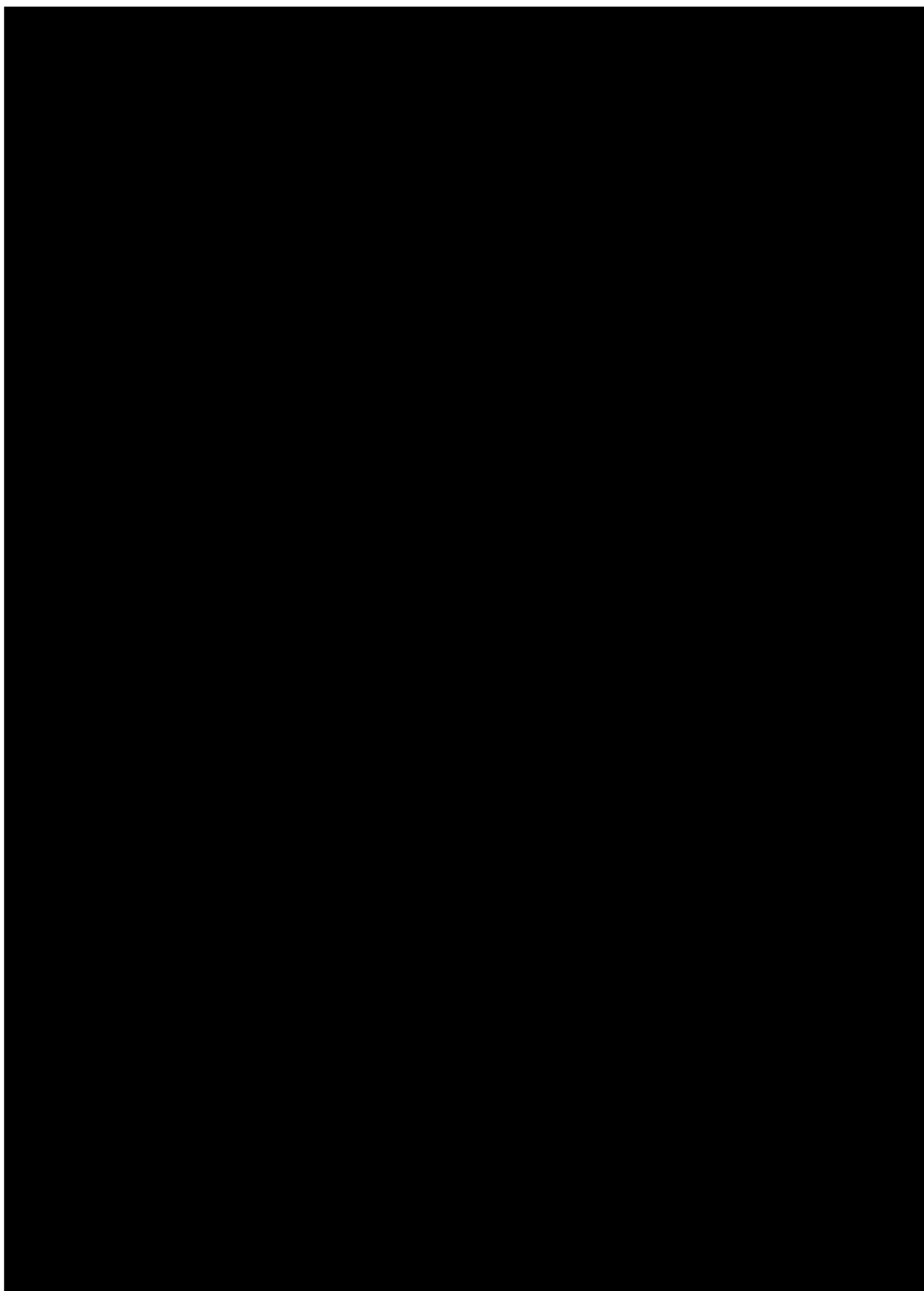


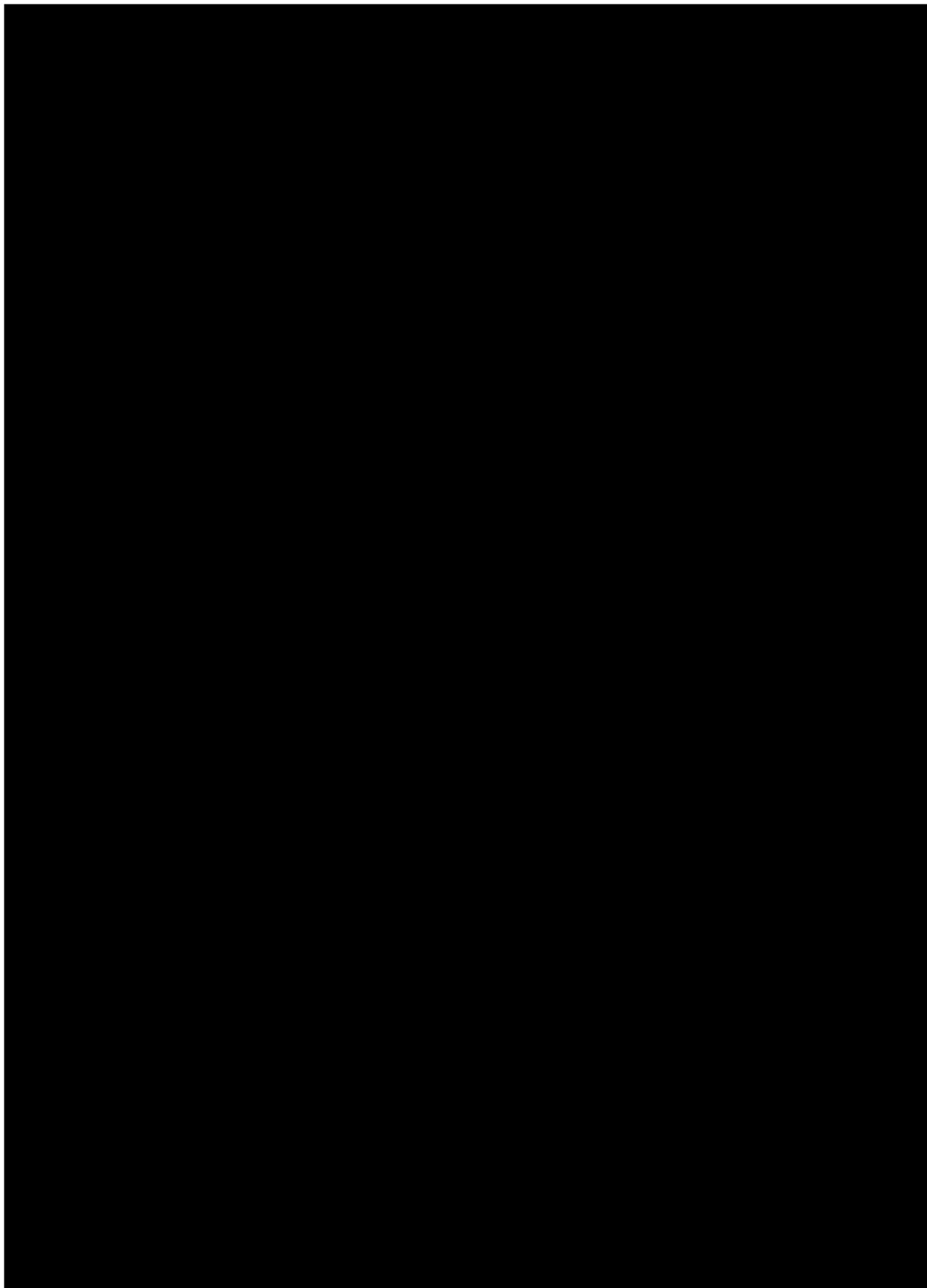


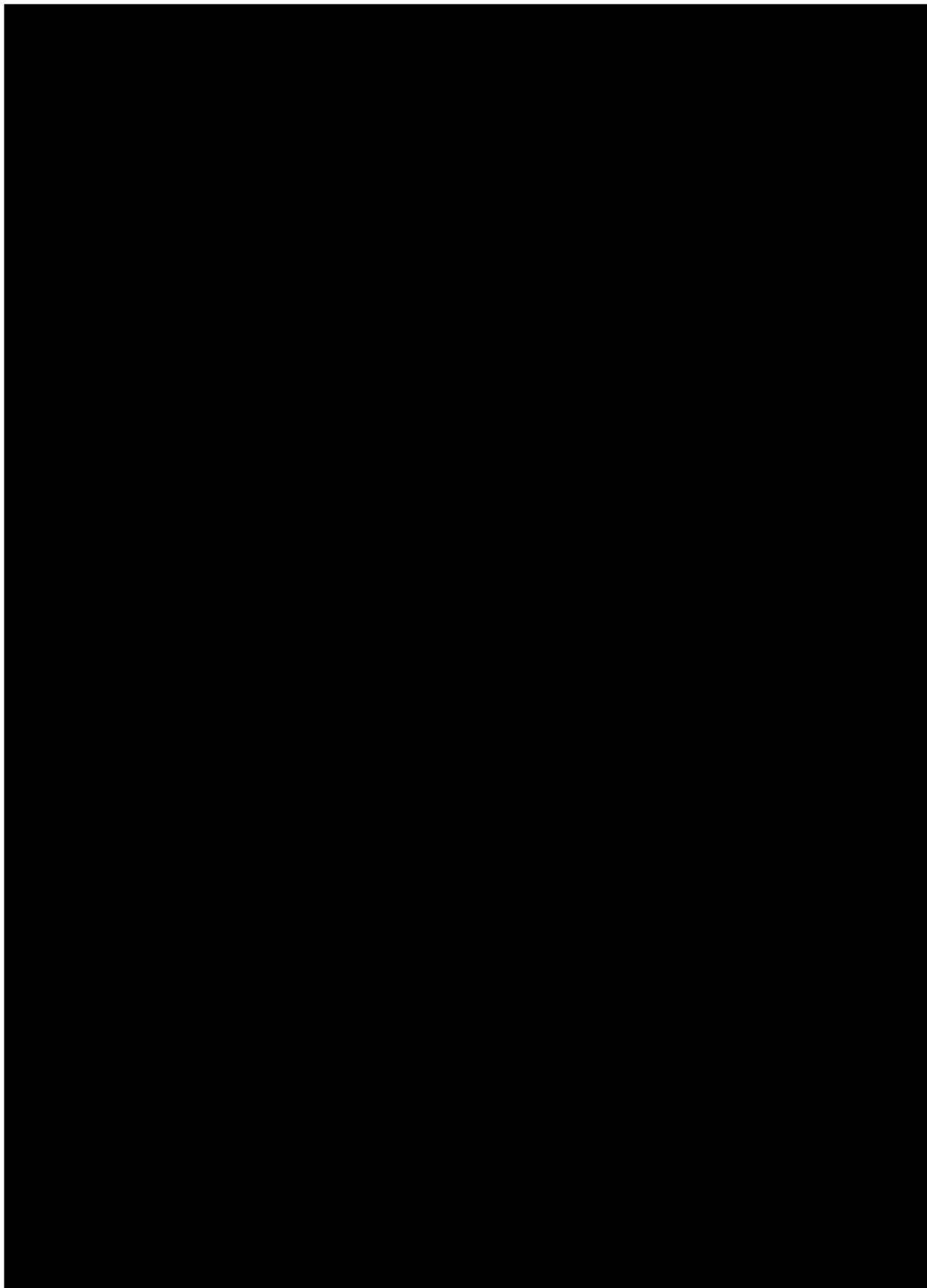


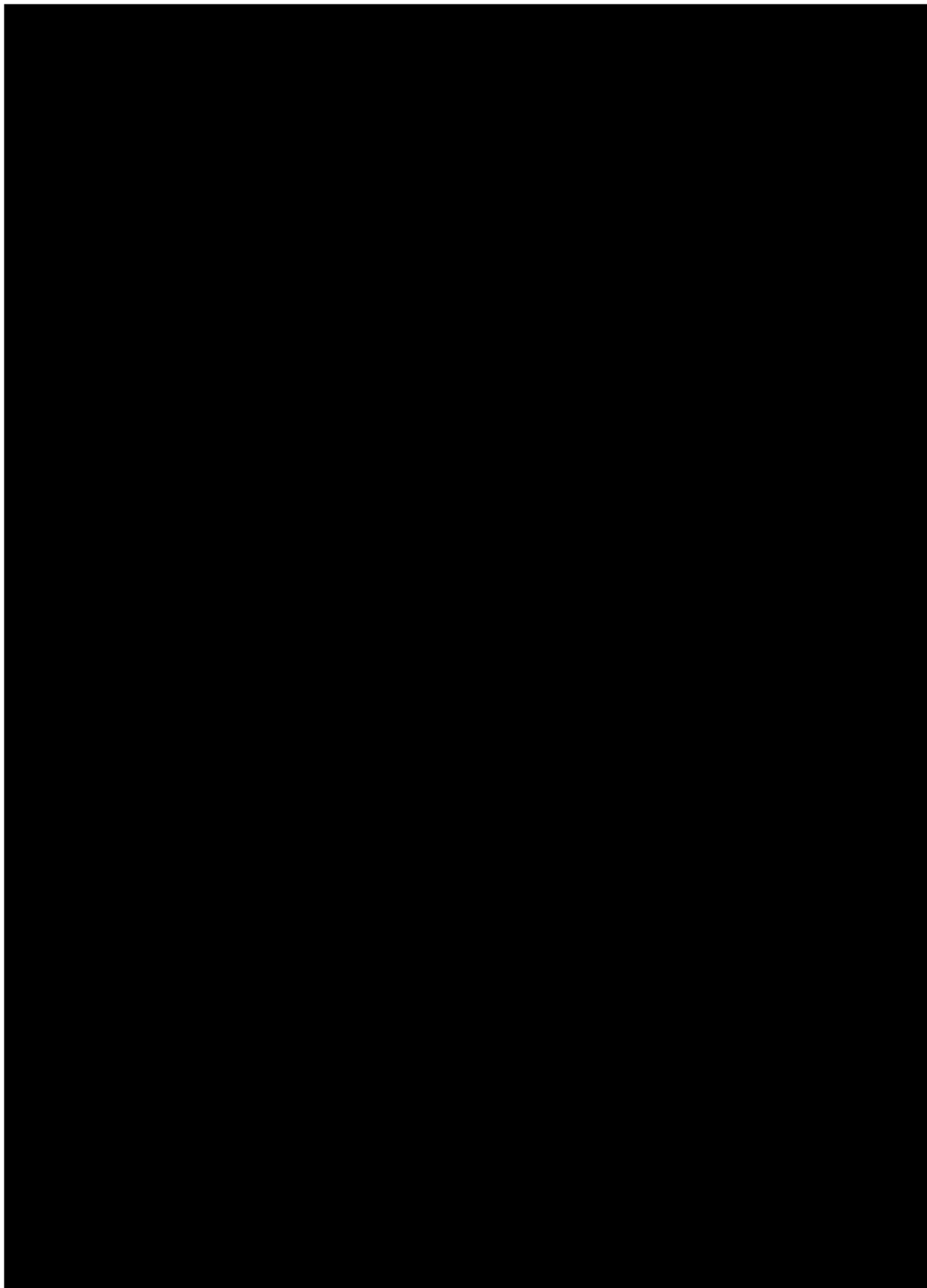


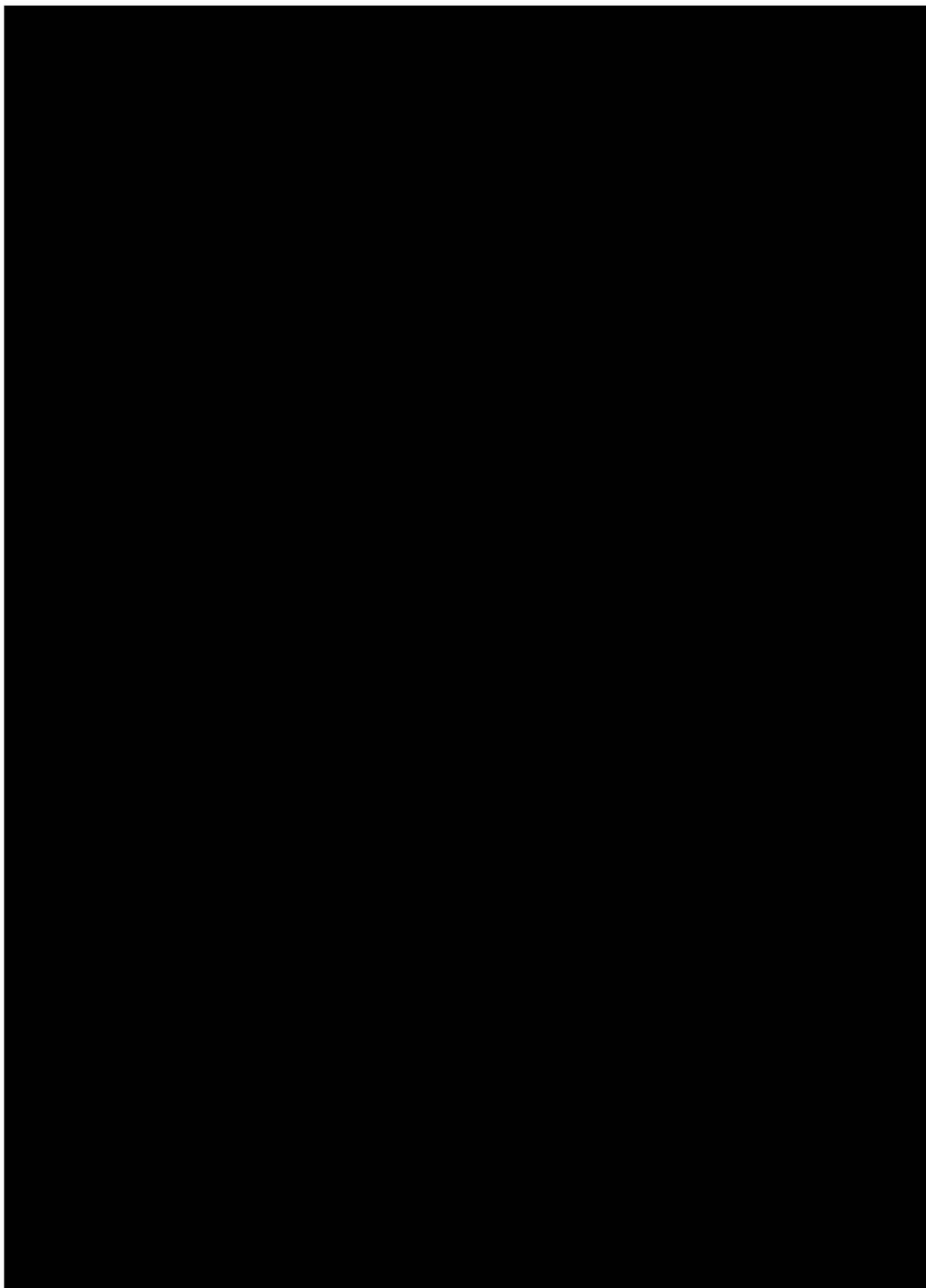
Annexe. 24. Positionnement de *Gentiana pneumonanthe* sur les sites de suivis de Phengaris alcon

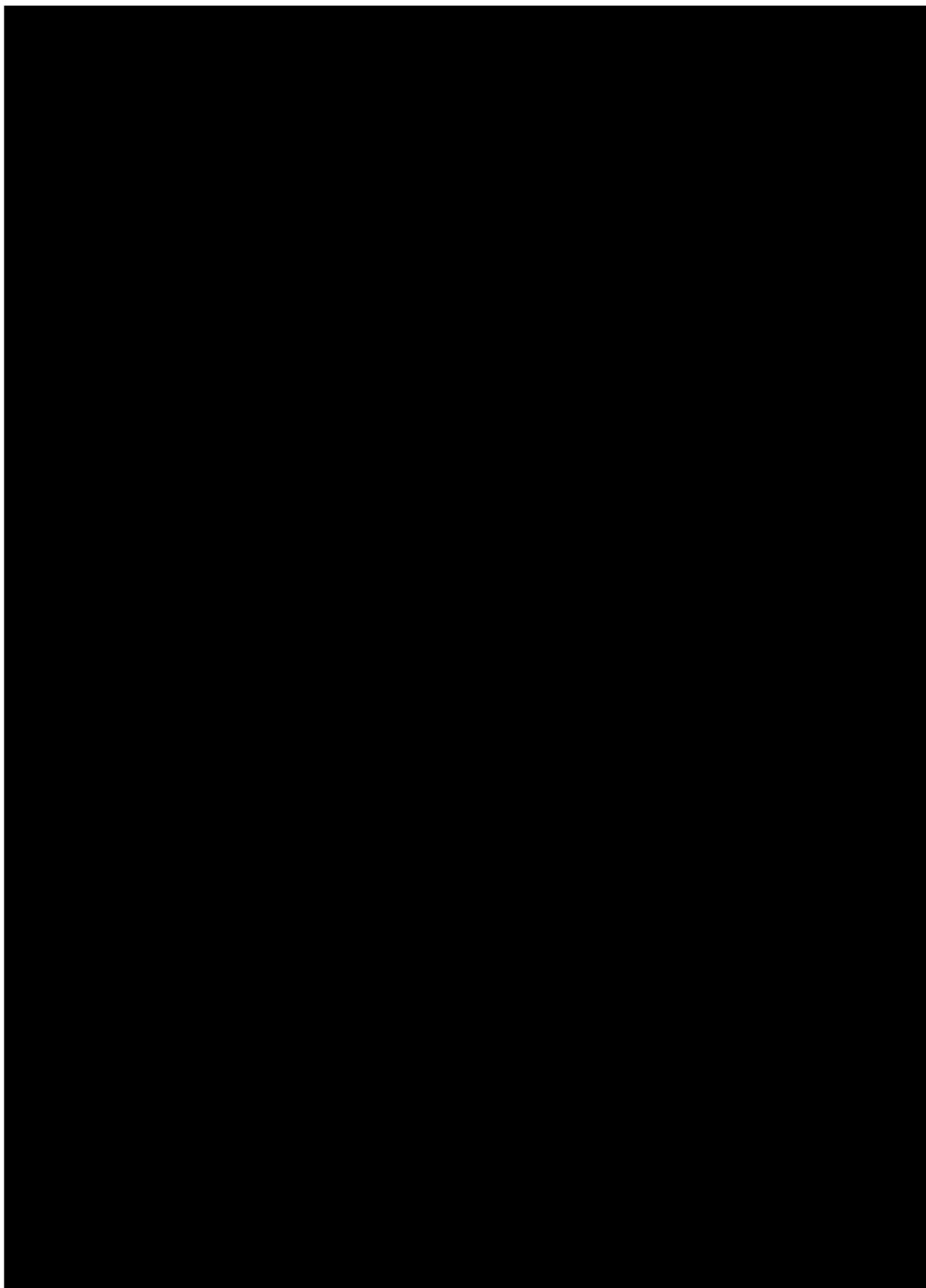




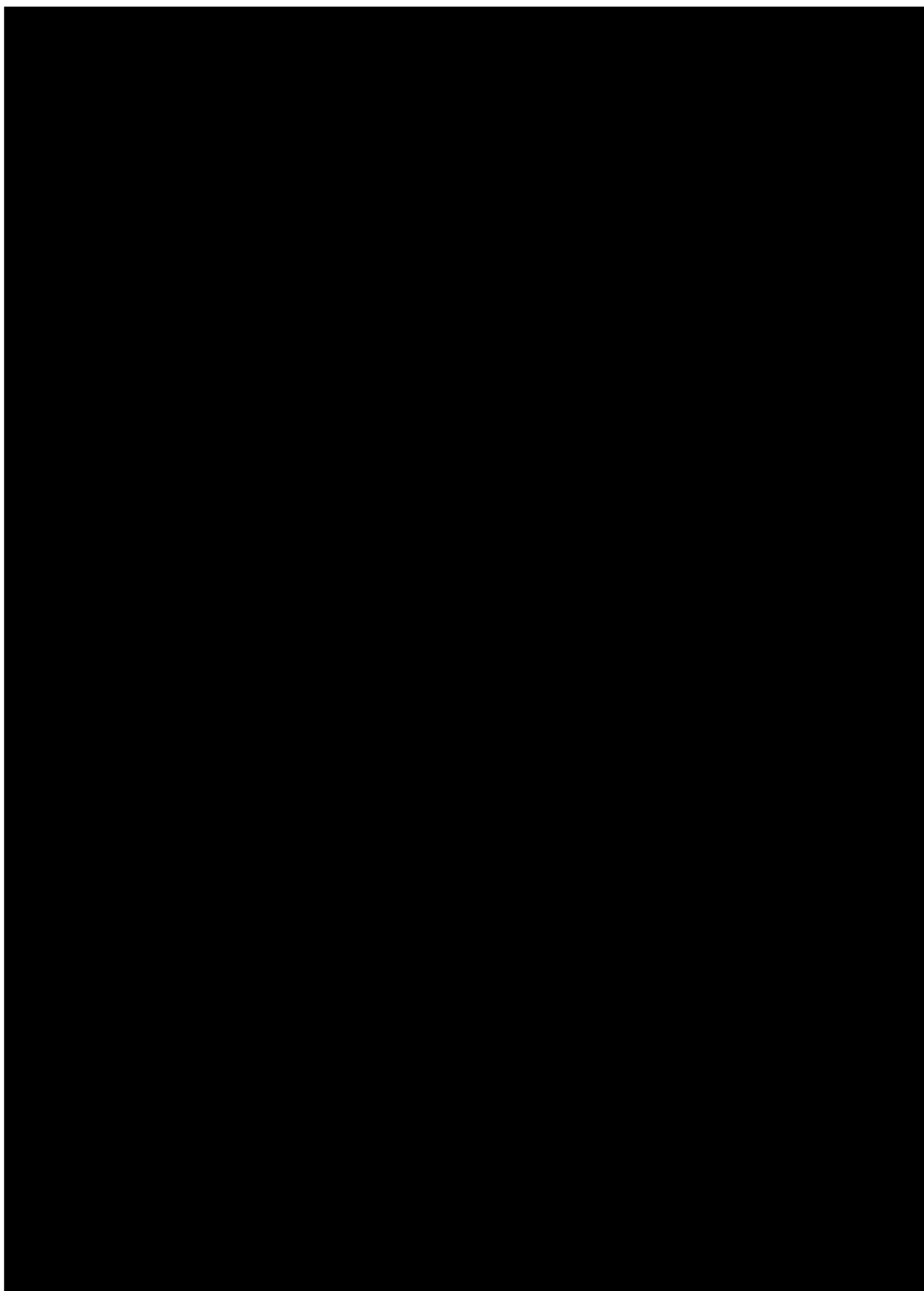


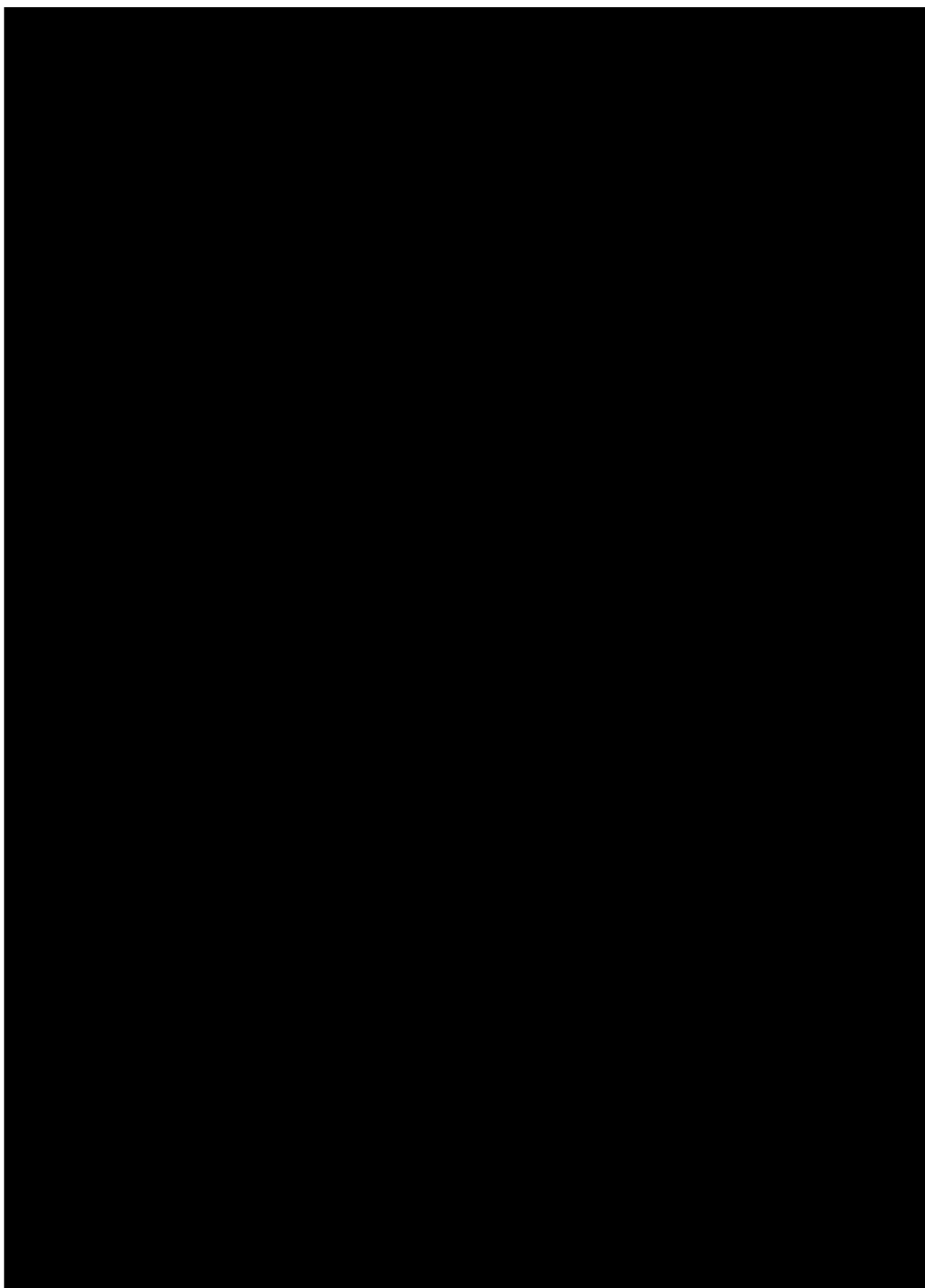


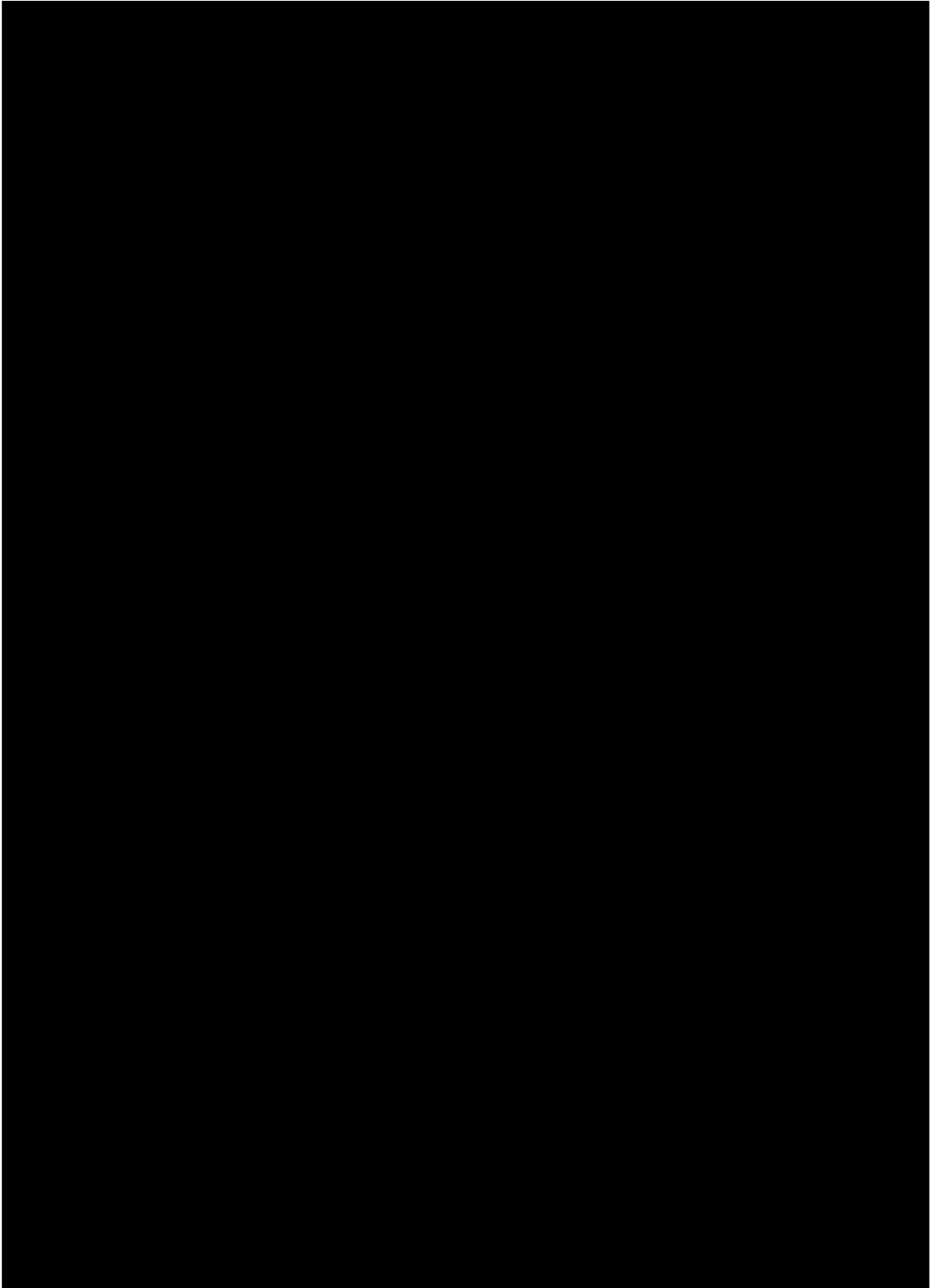


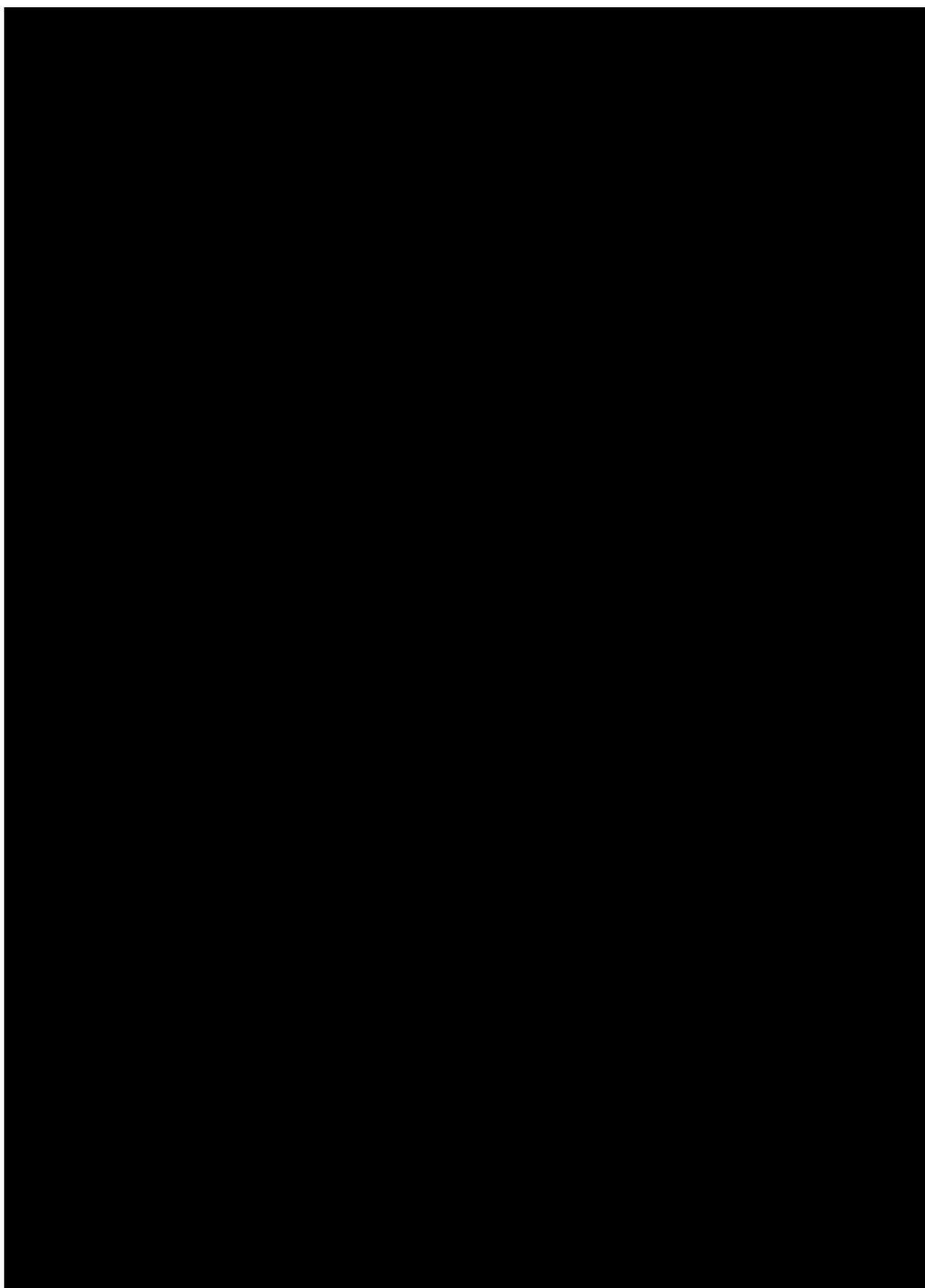


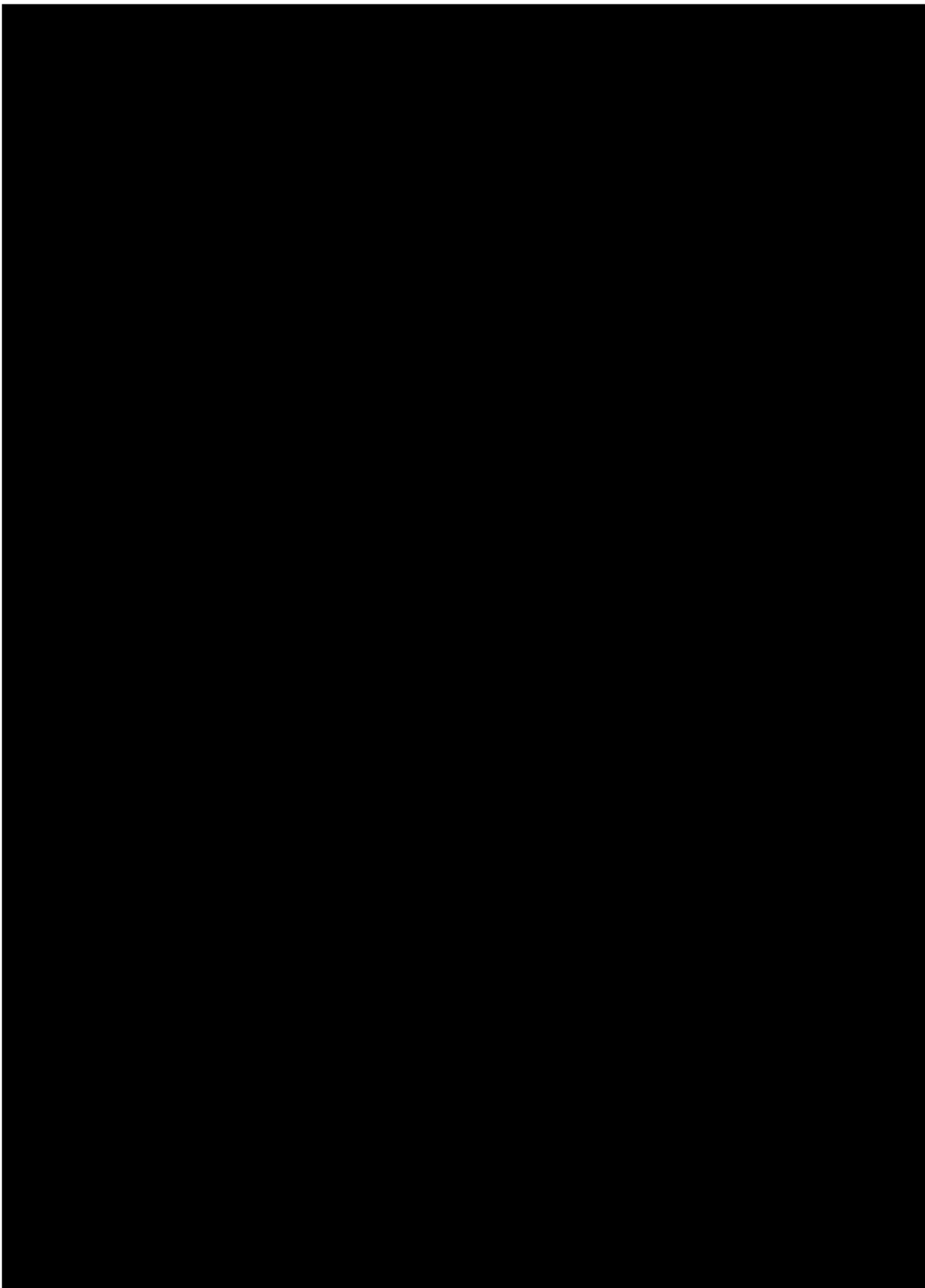
Annexe. 26. Positionnement des quadrats et transects sélectionnées pour les suivis de *Gentiana pneumonanthe* et *Phengaris alcon* de 2017

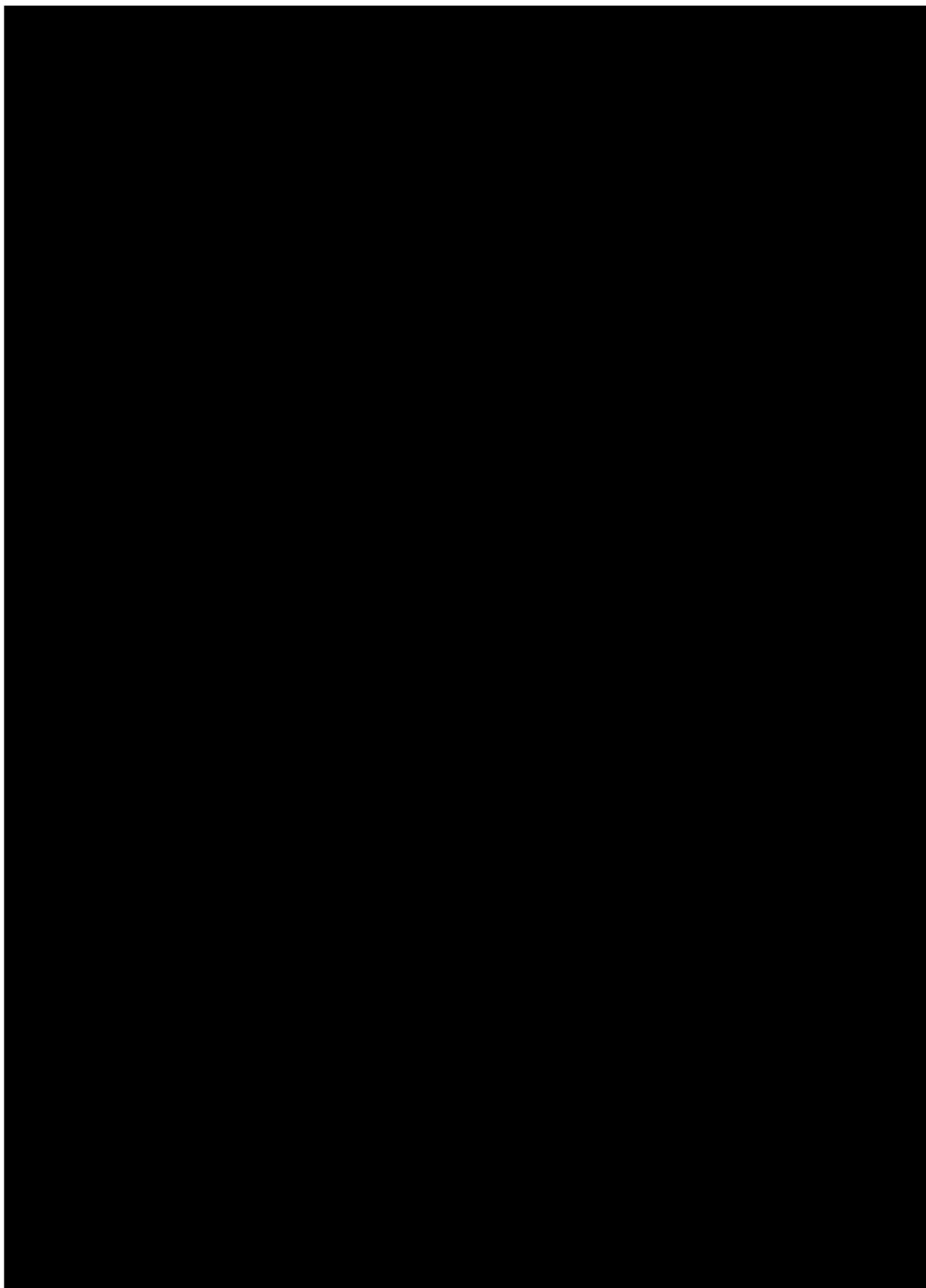


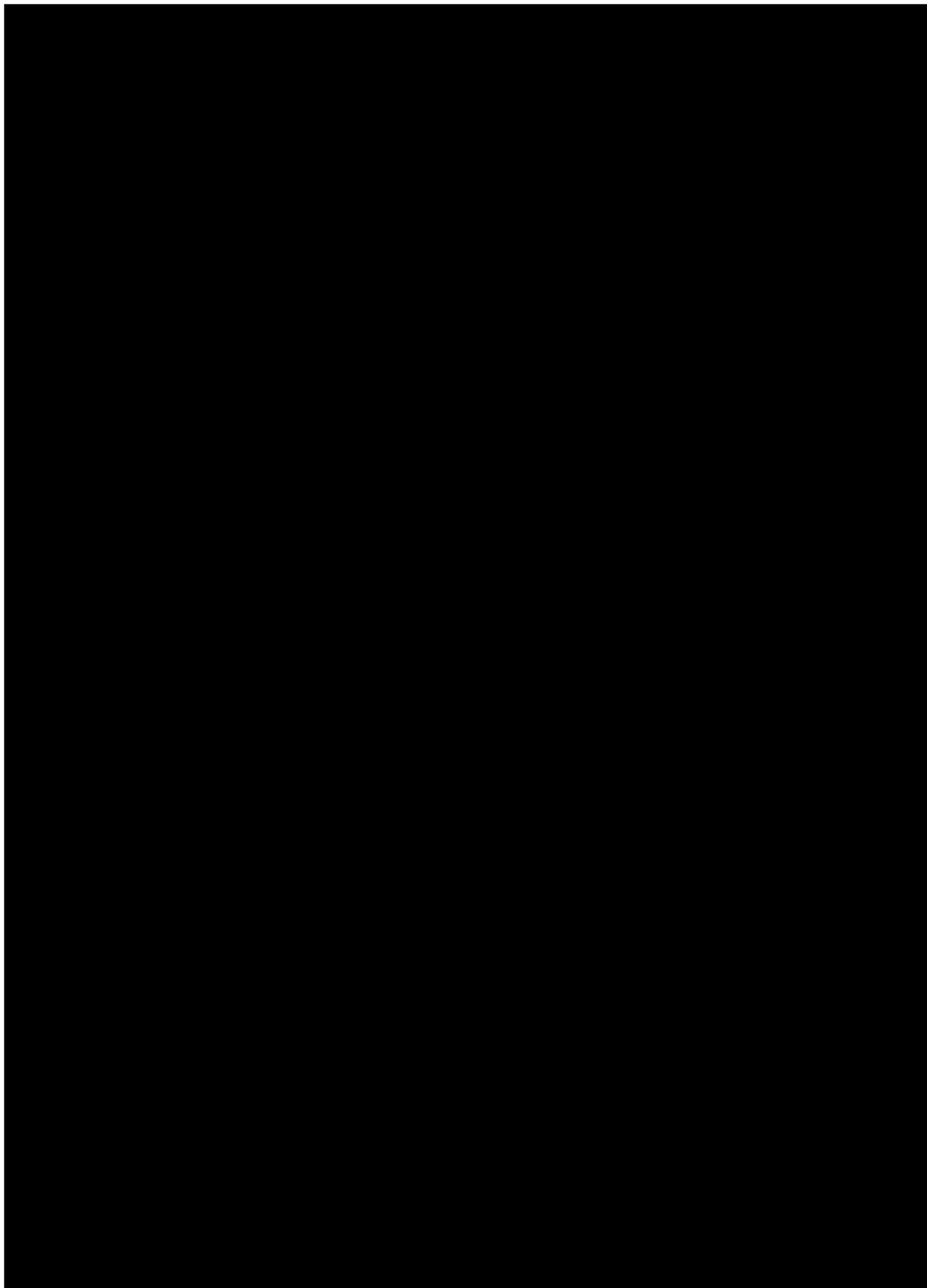


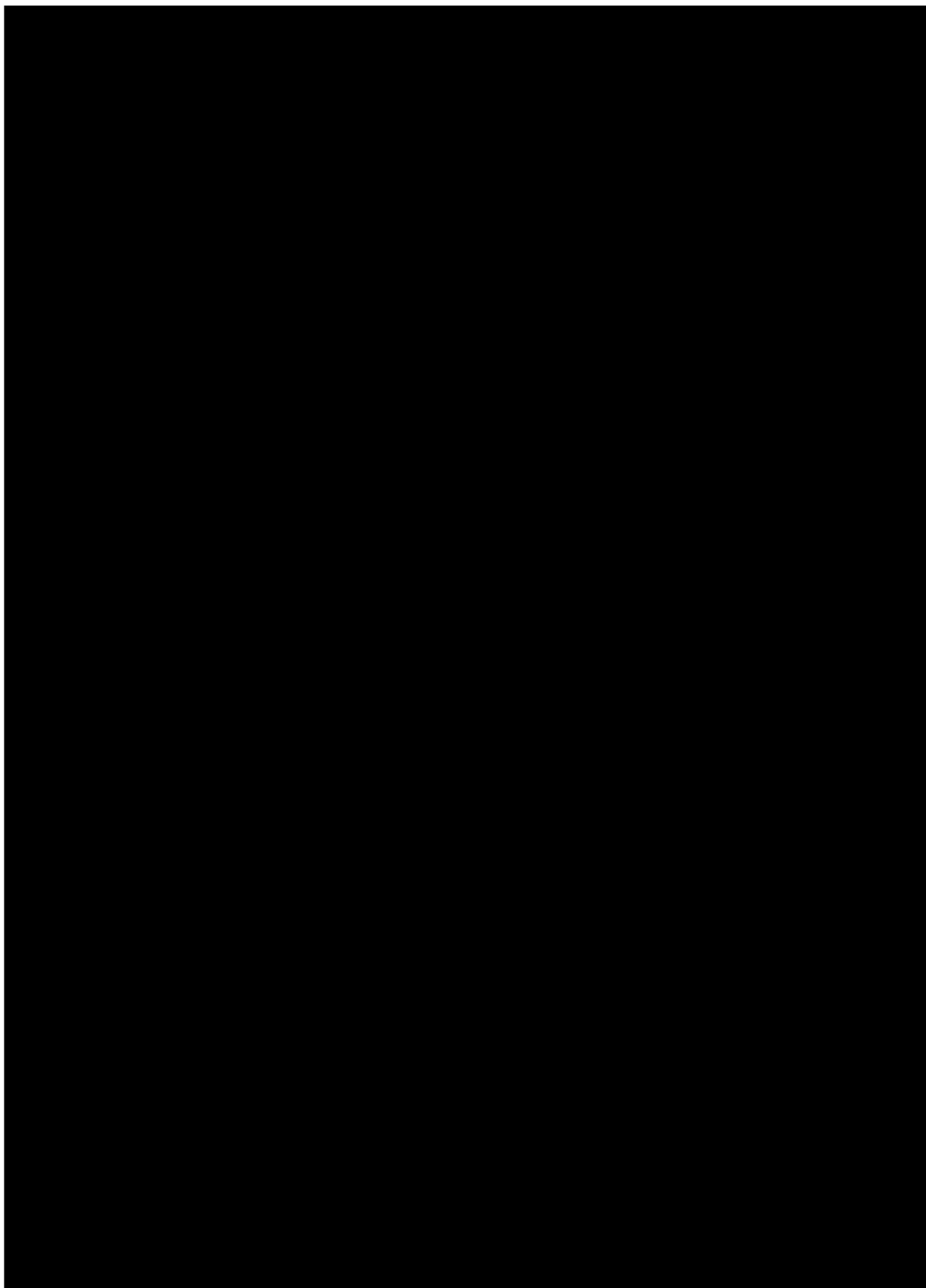




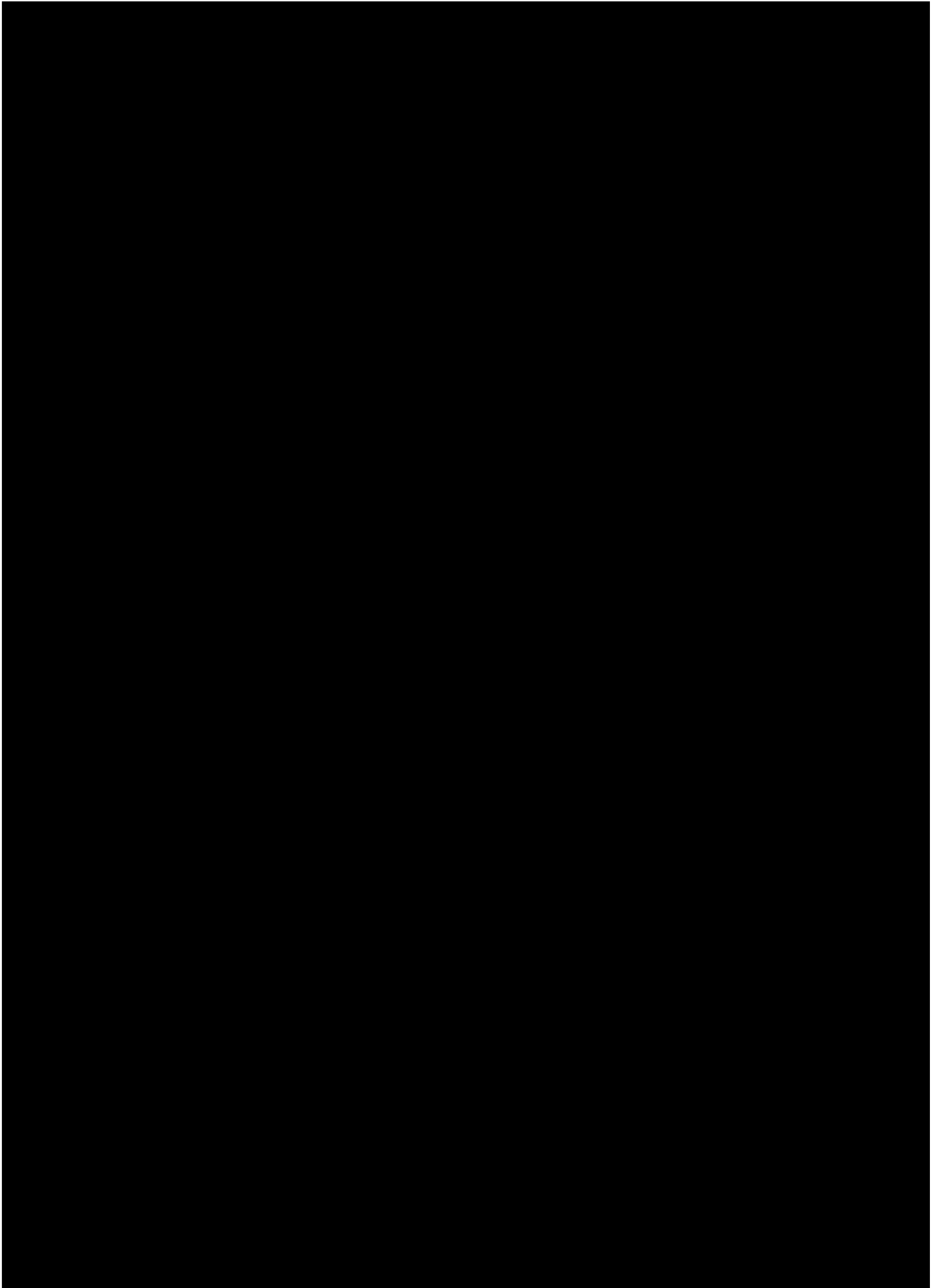


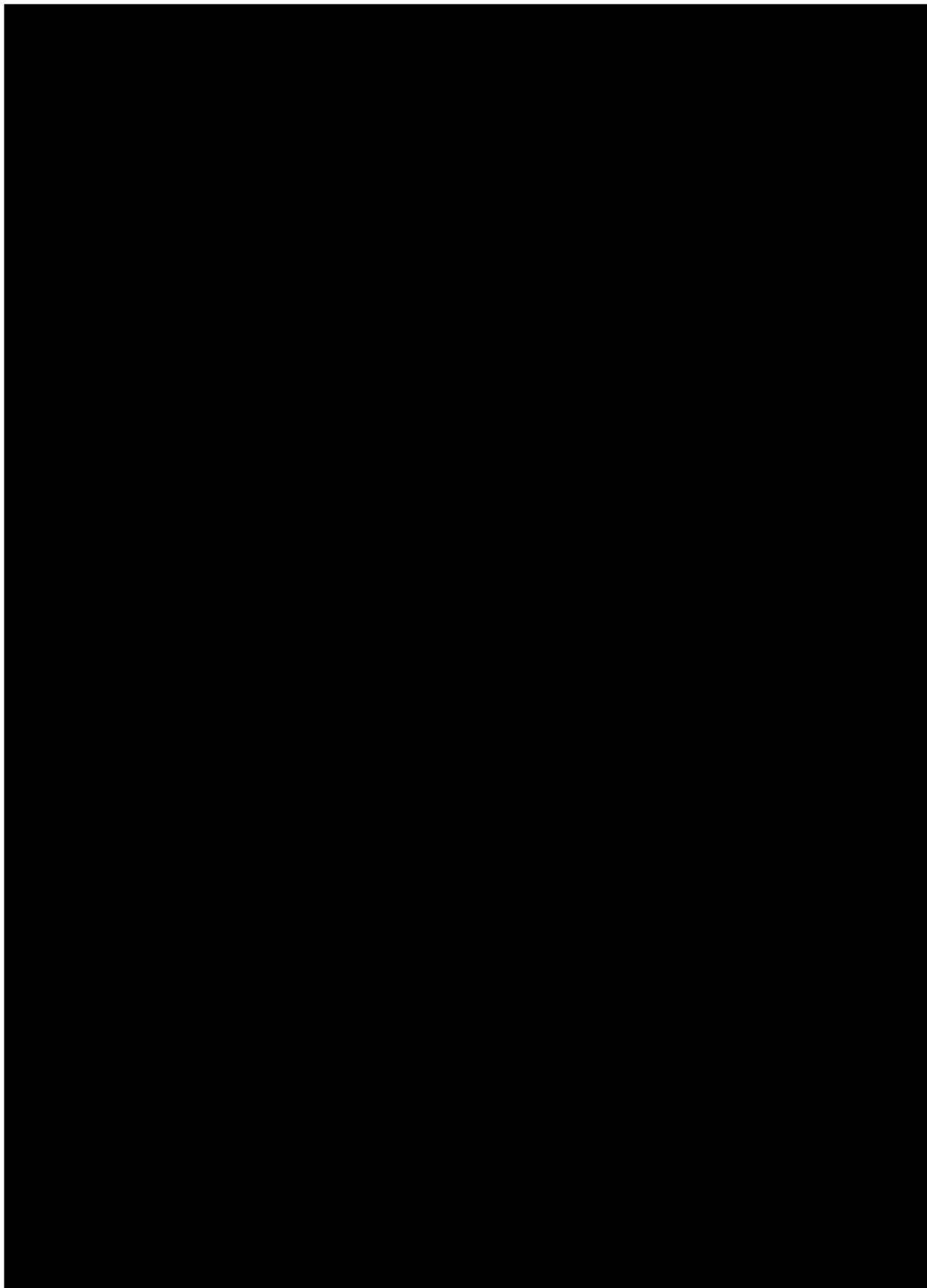


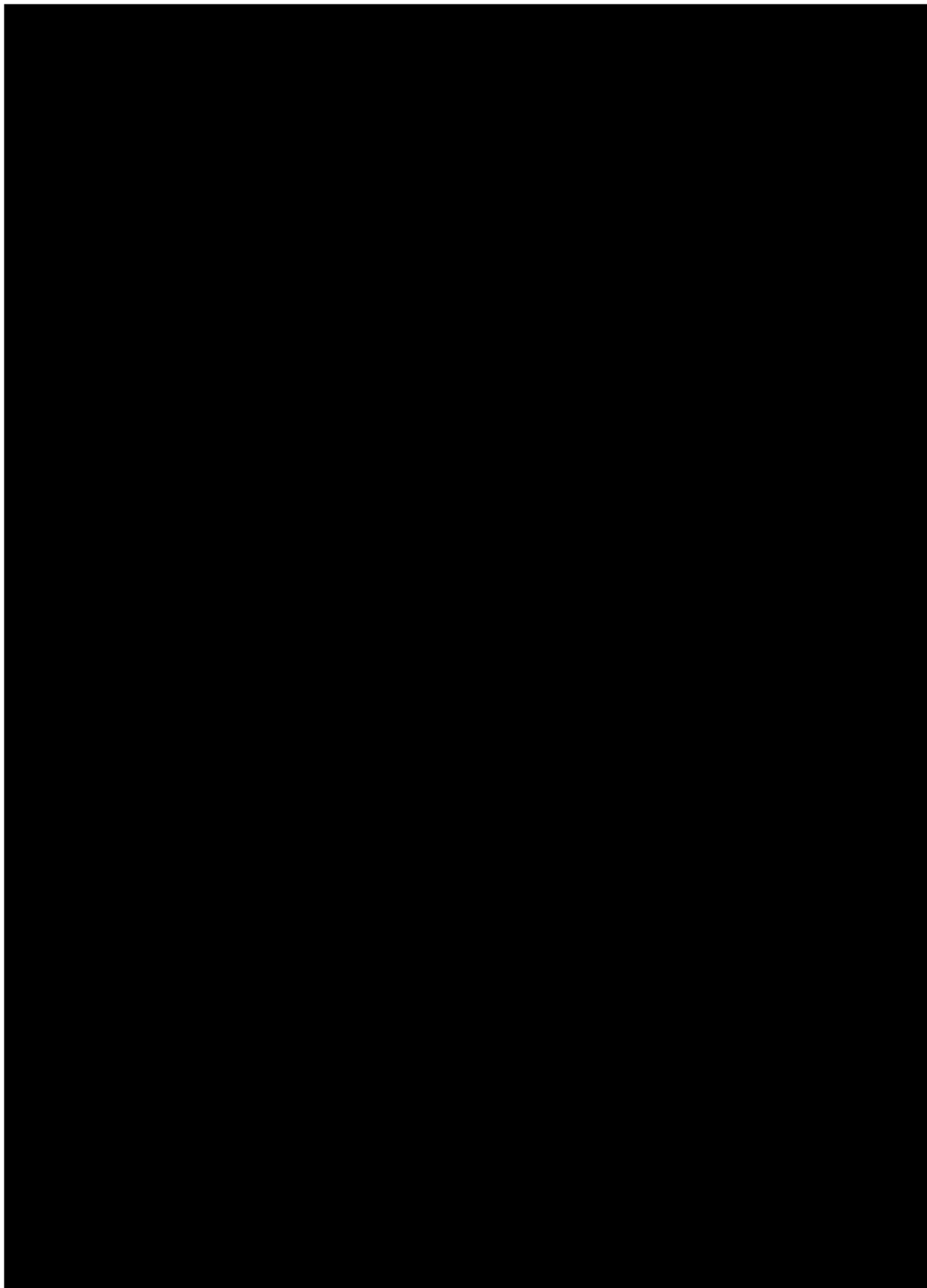


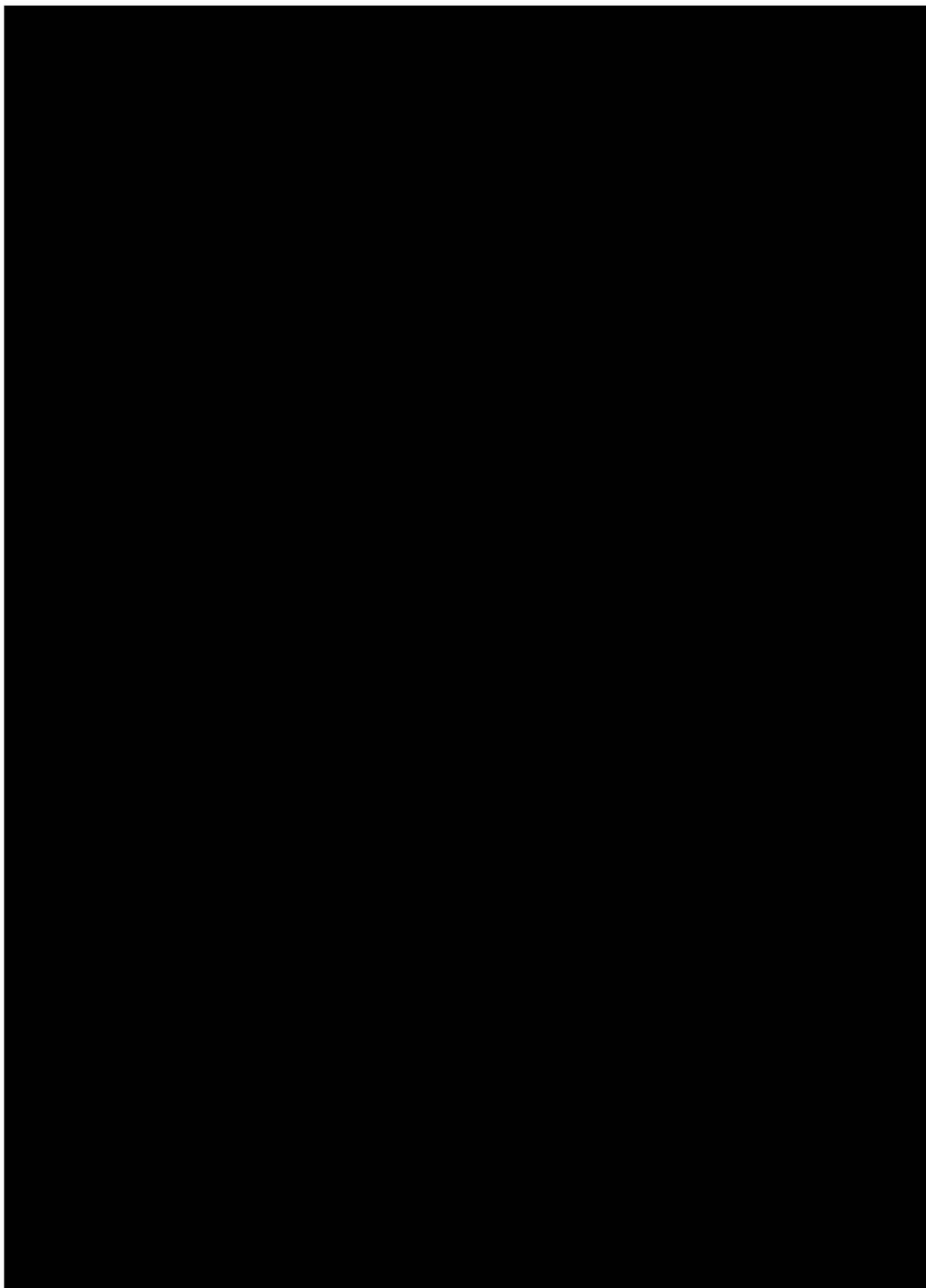


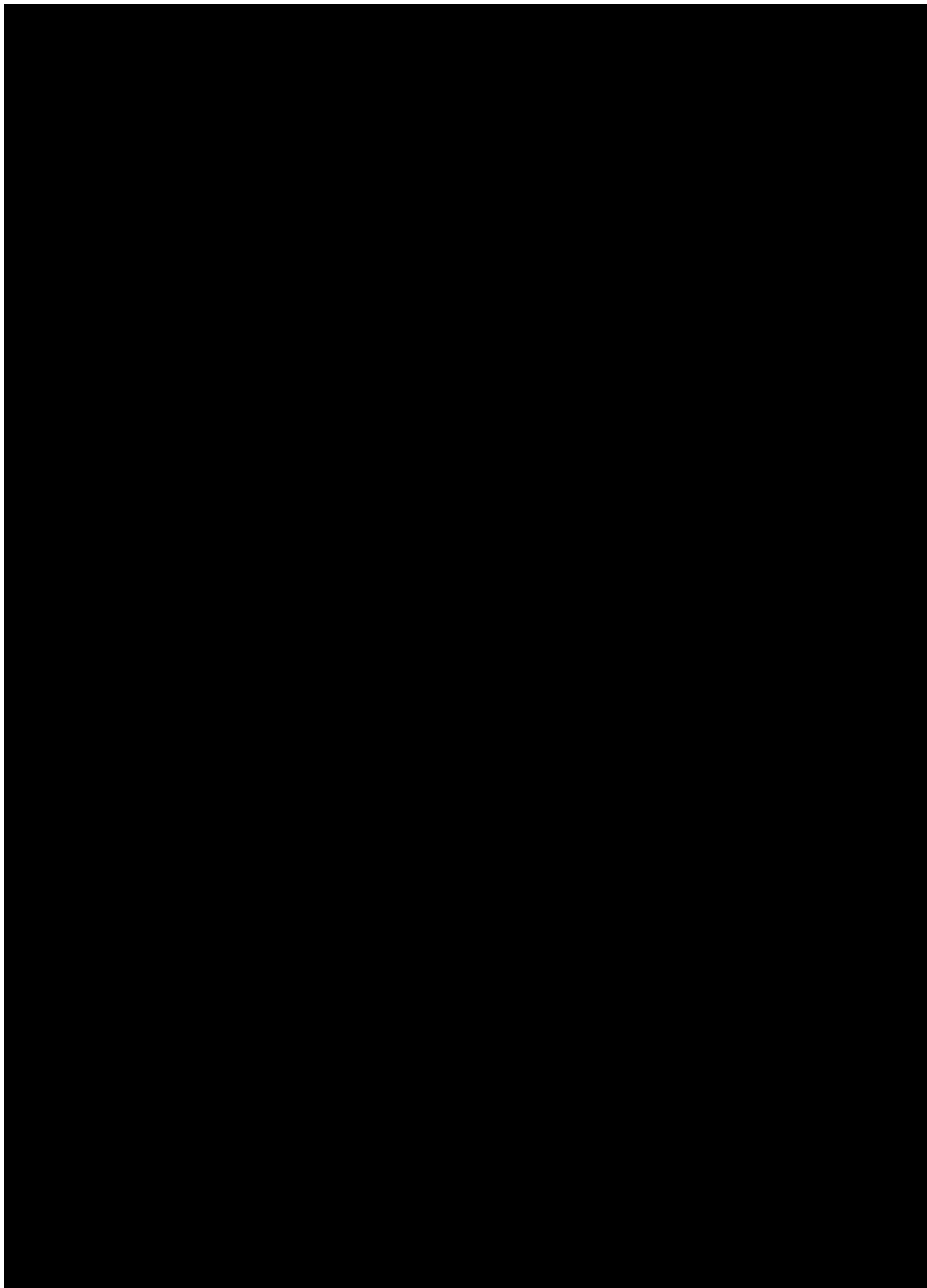
Annexe. 27. Cartographie des sites de suivi de Lézard vivipare

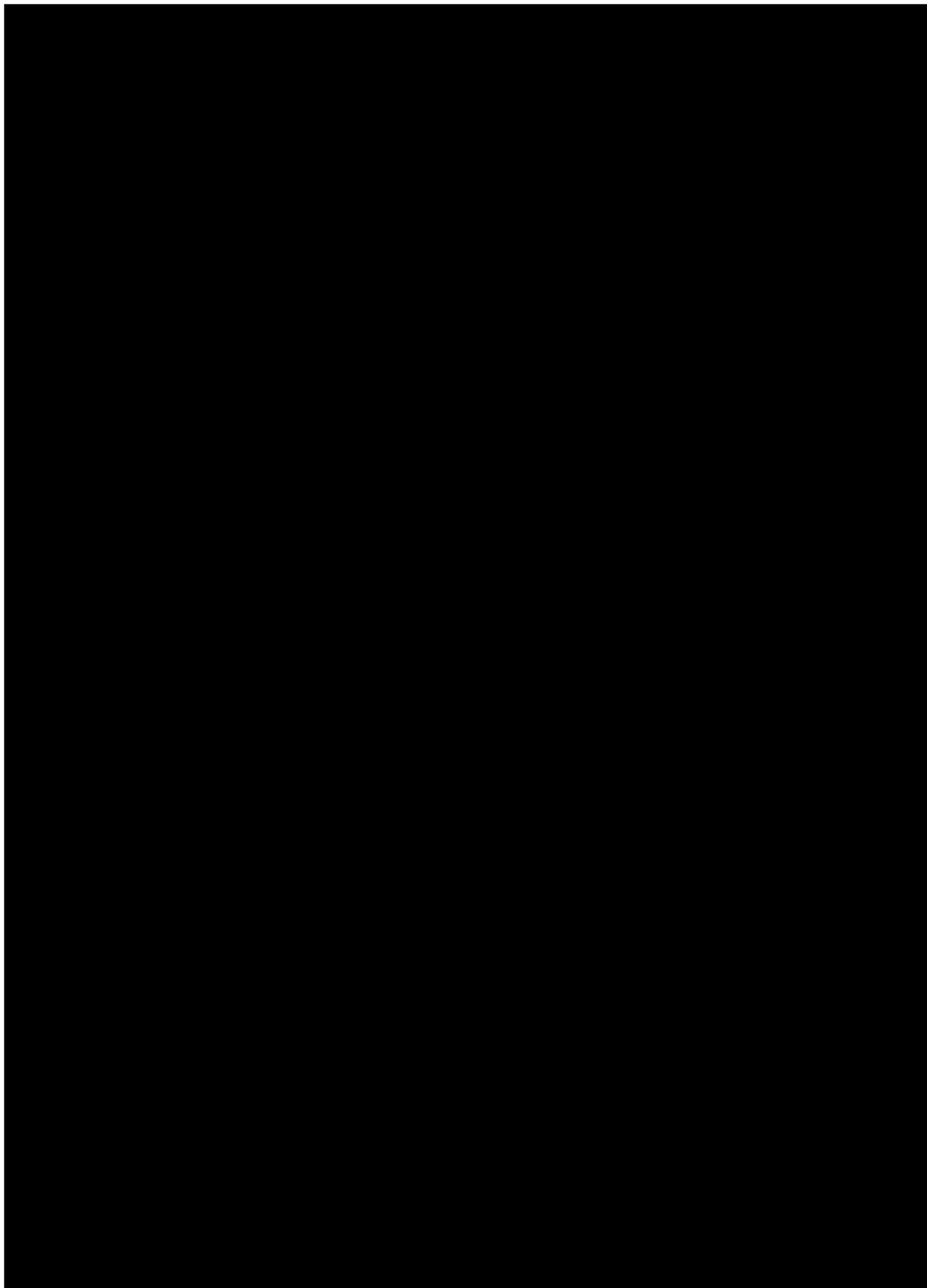


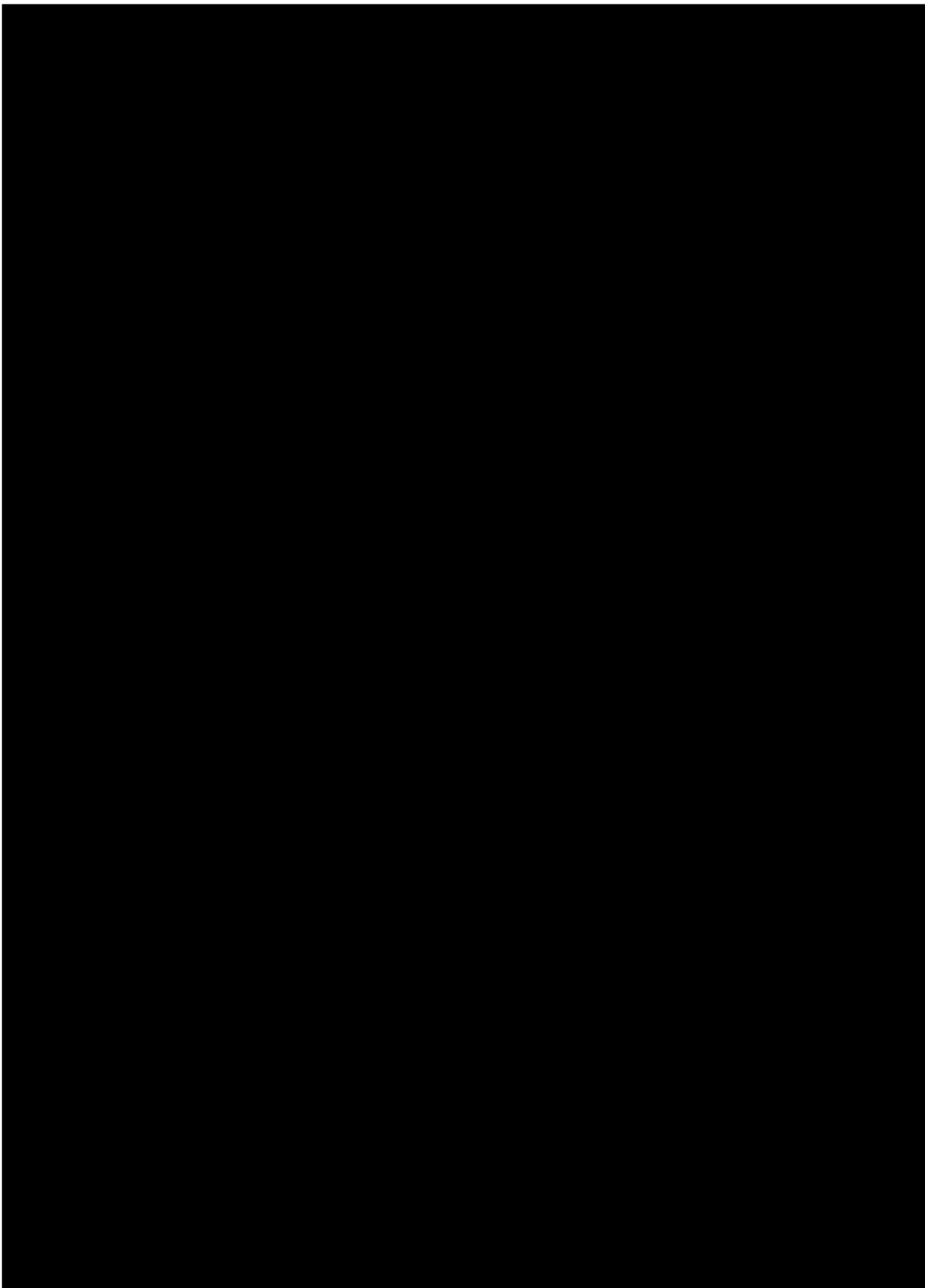


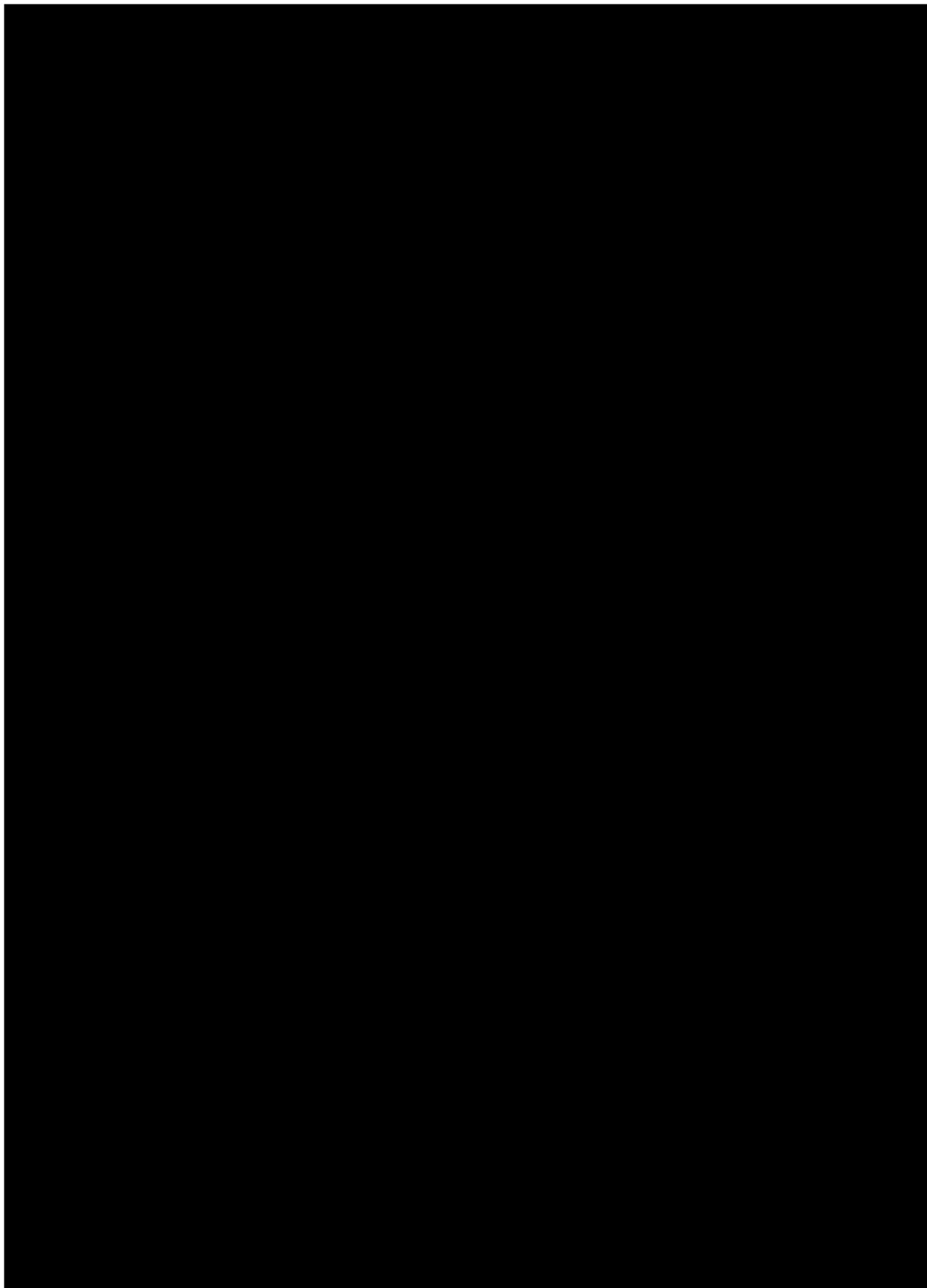


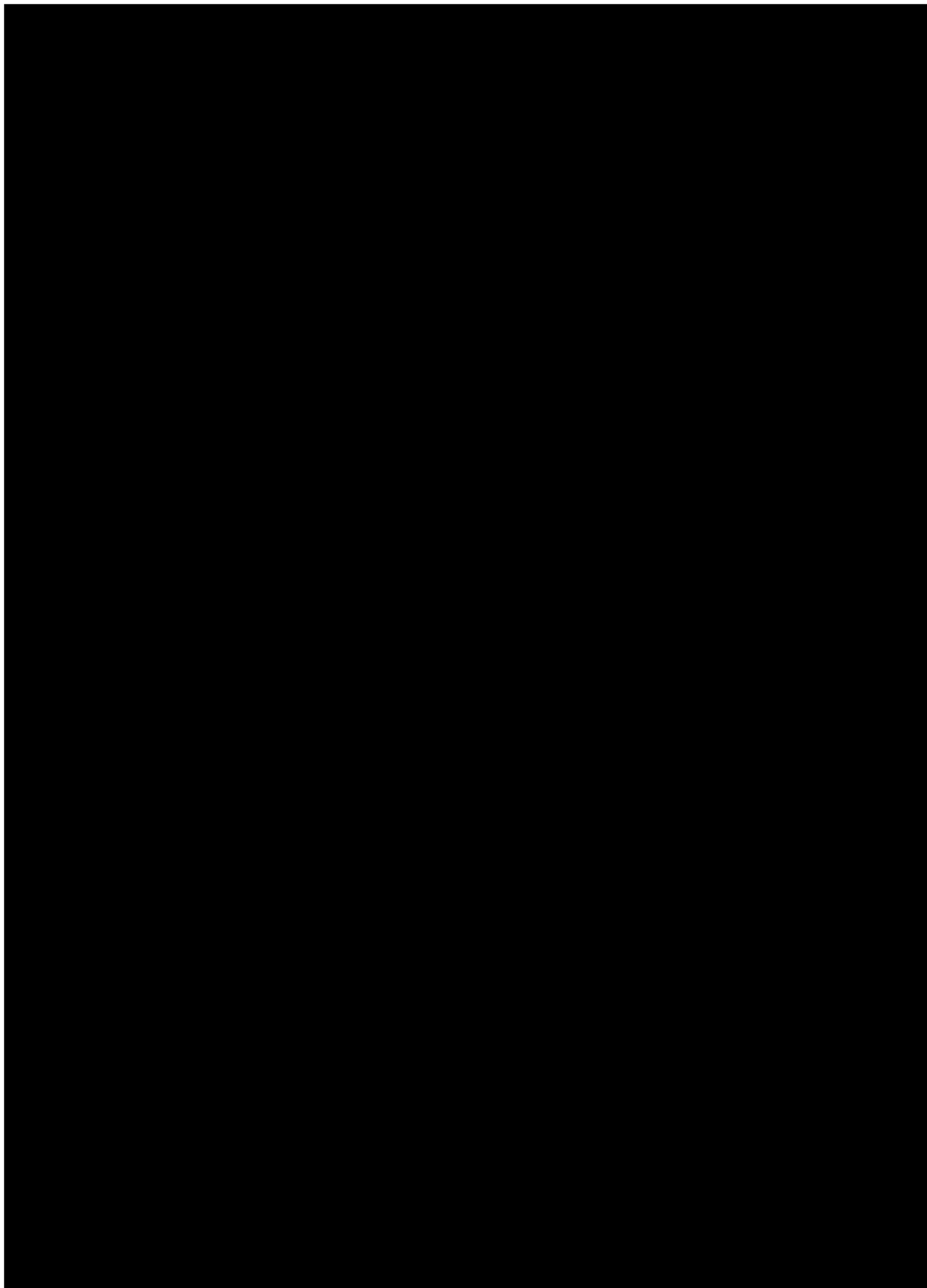


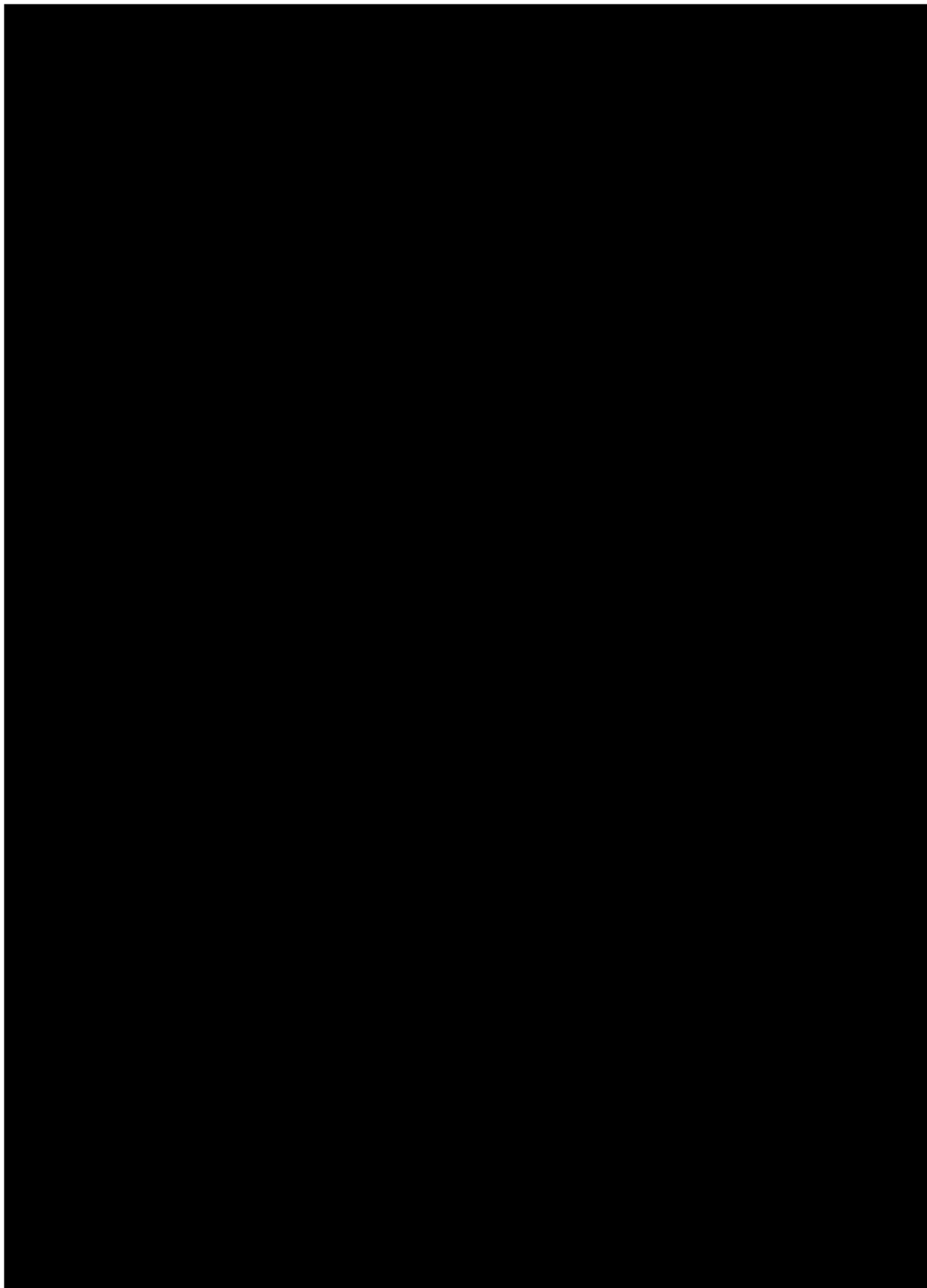


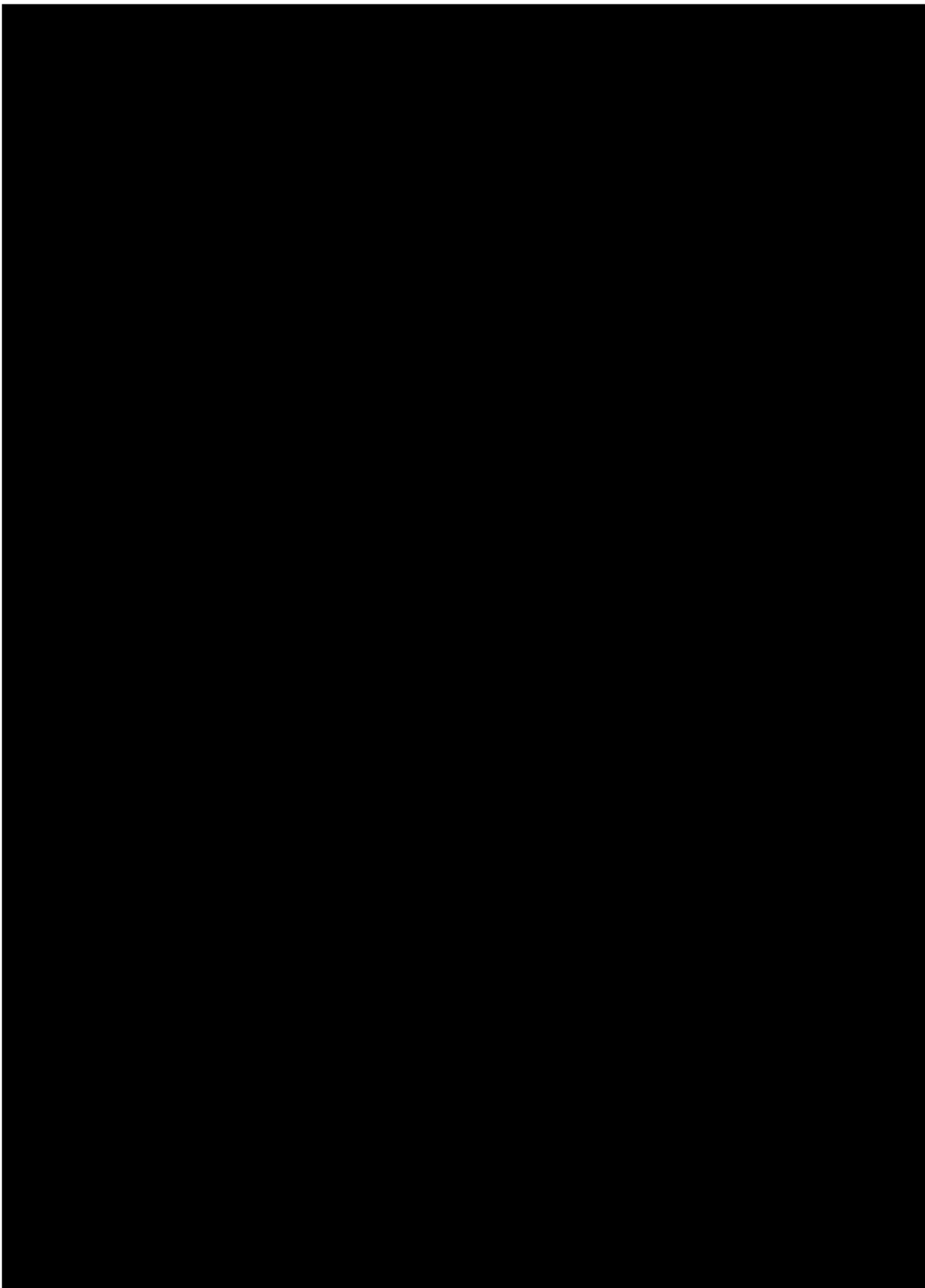




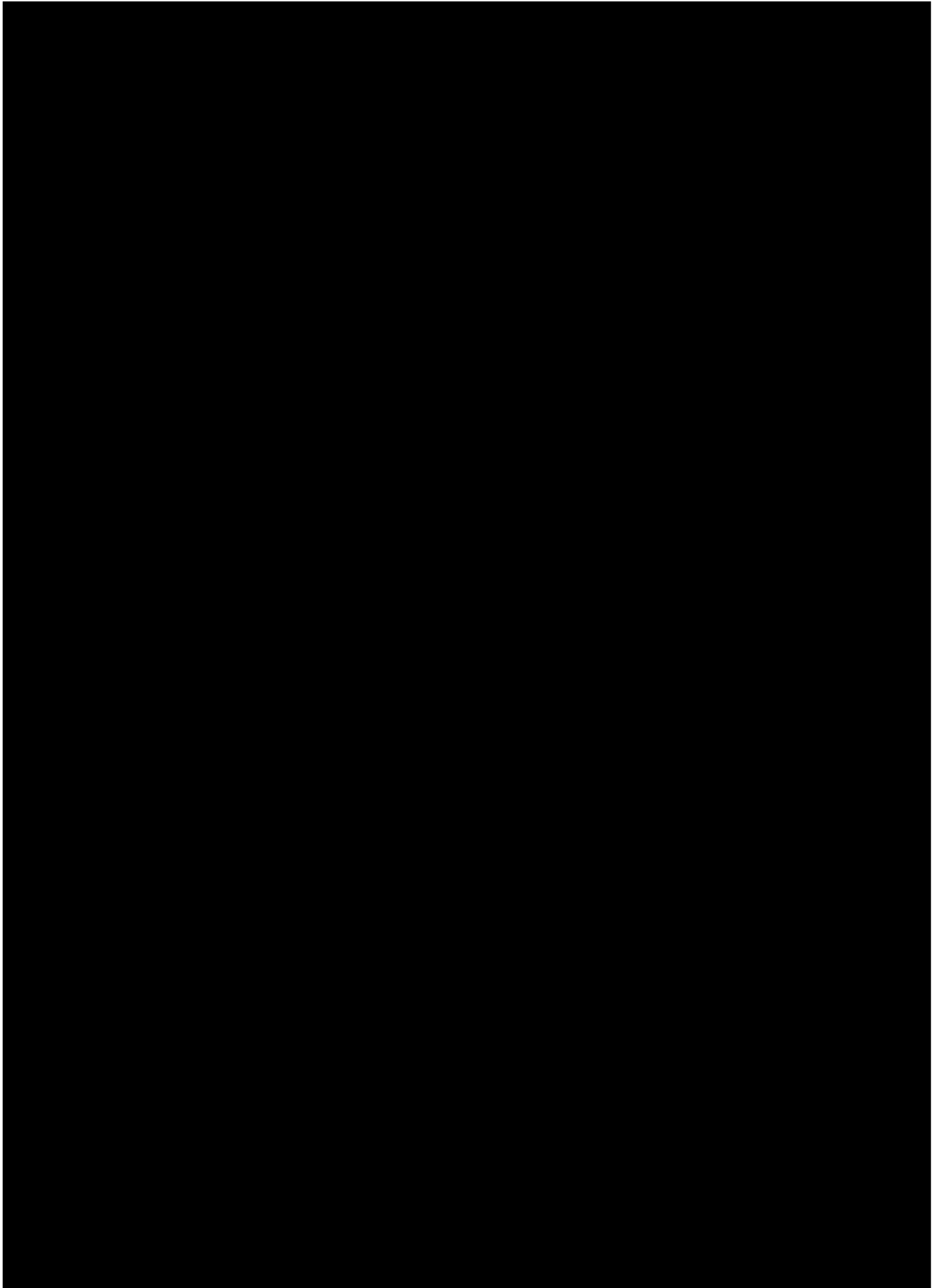


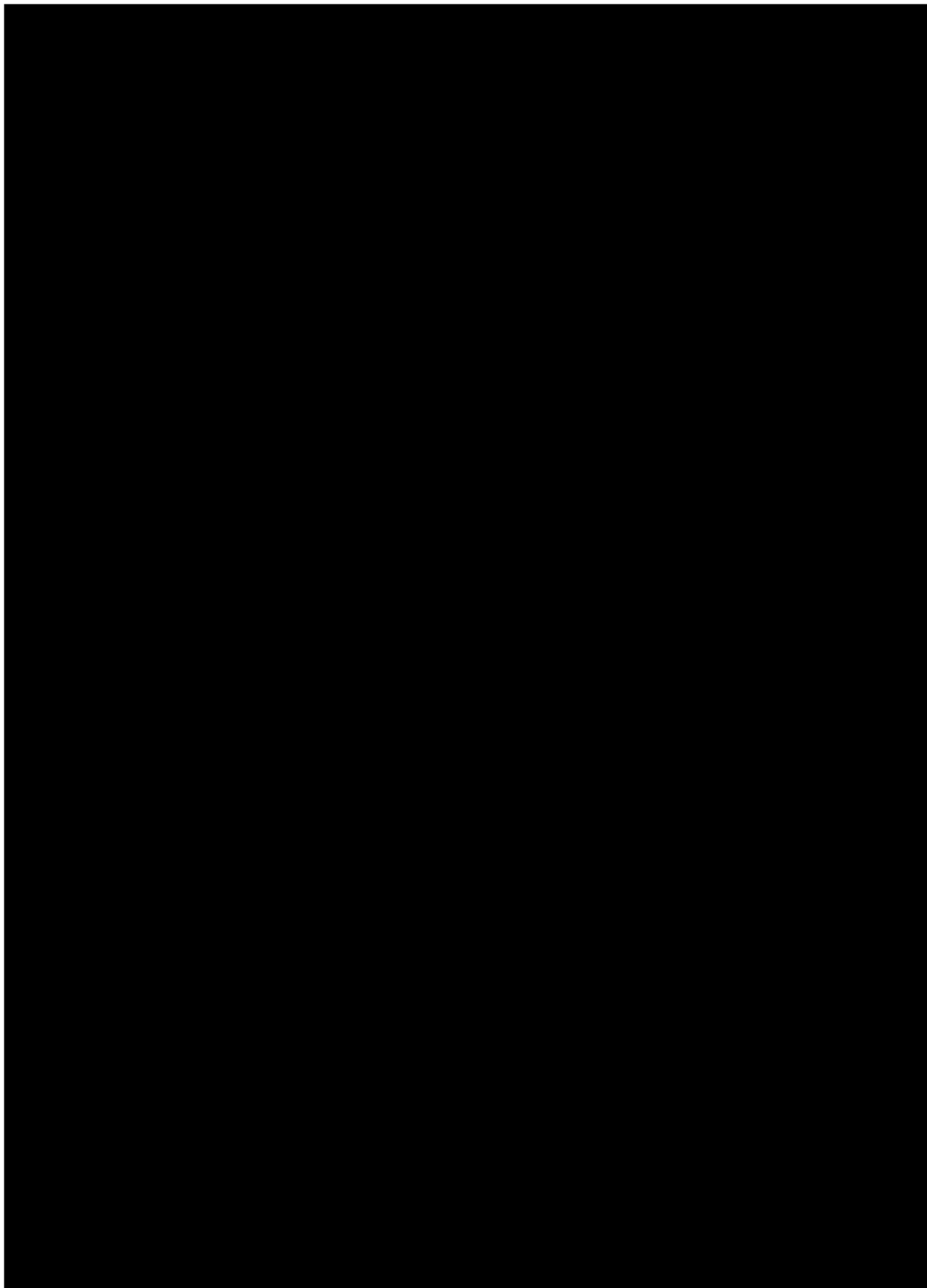


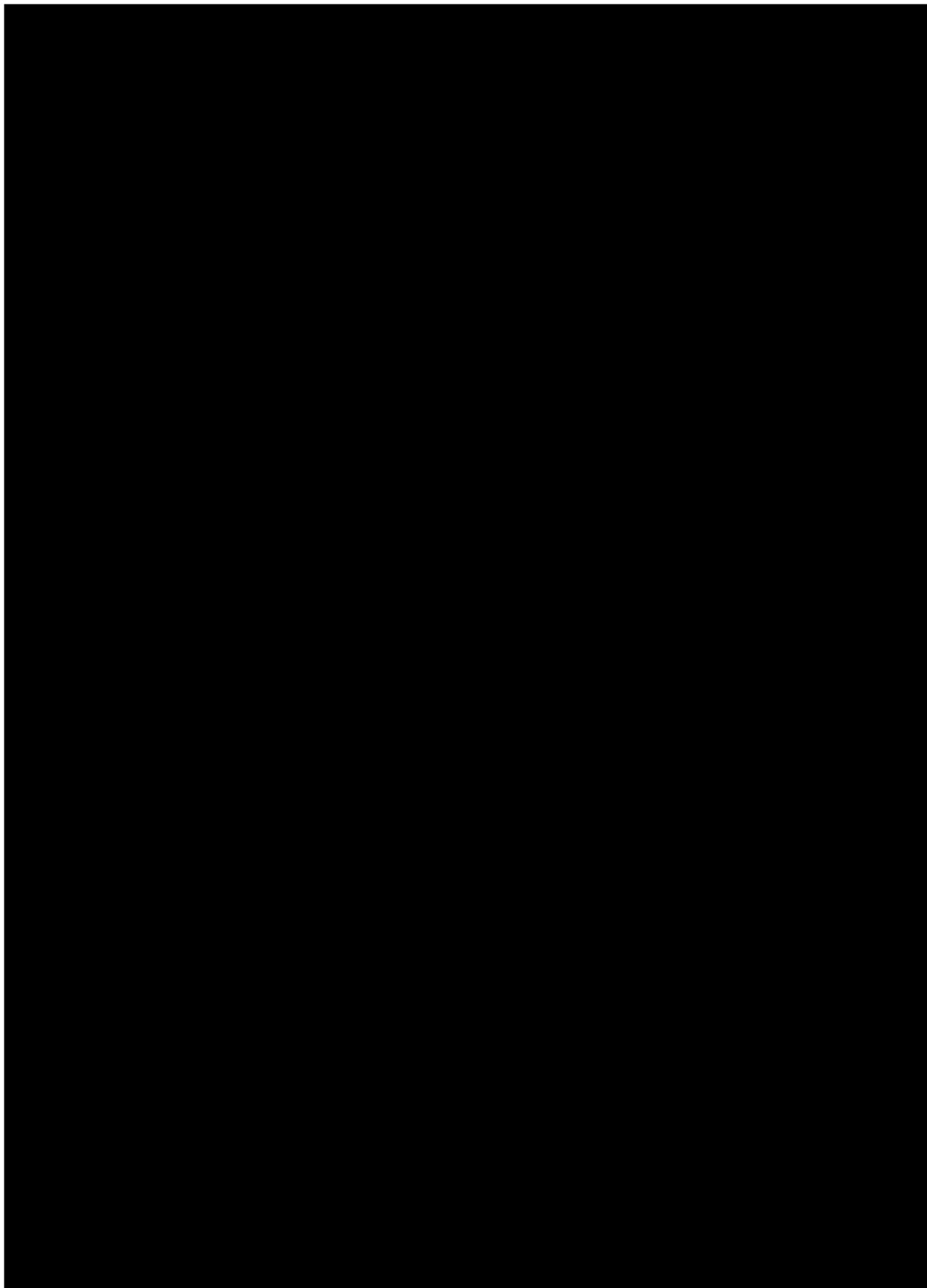


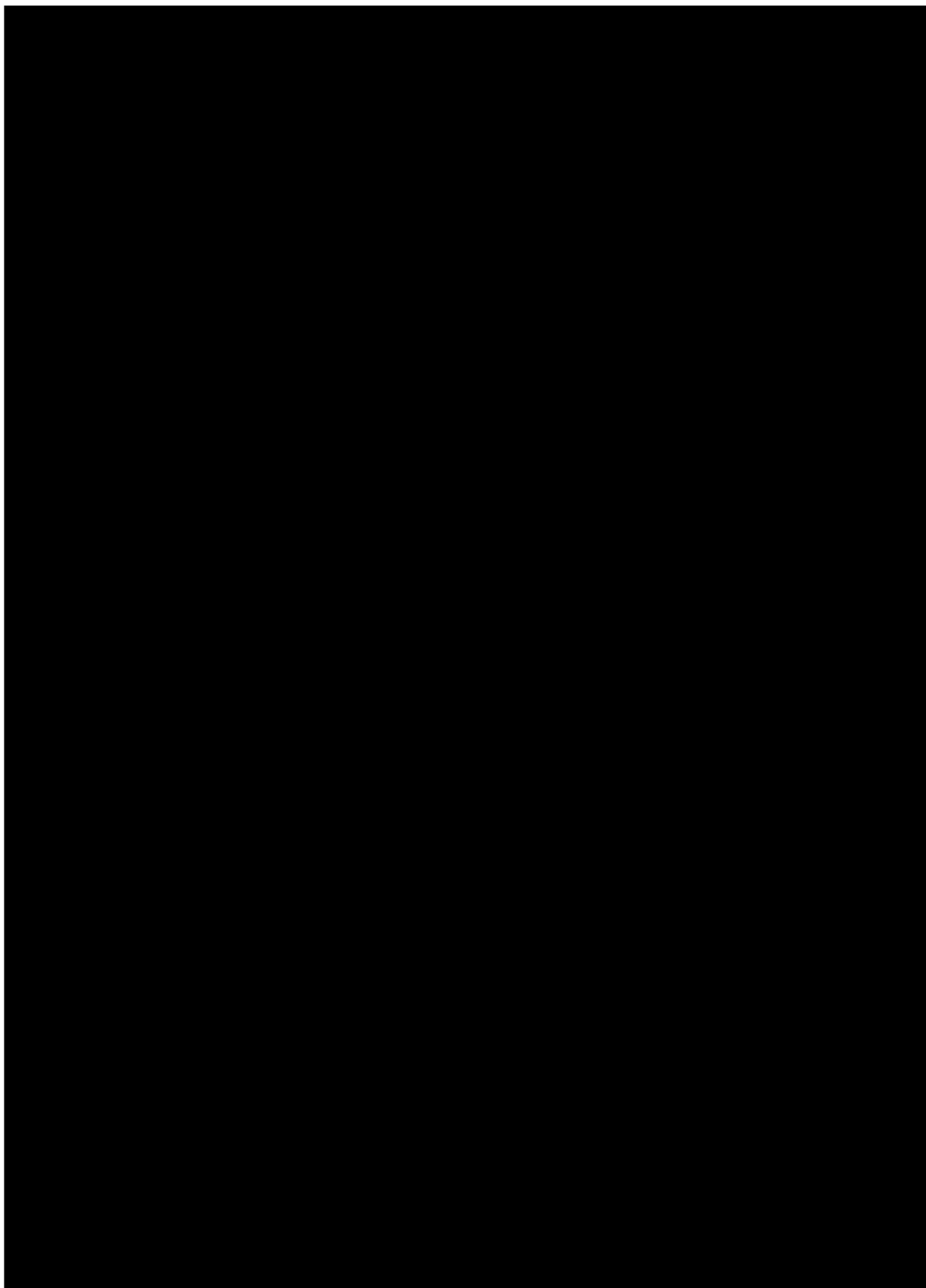


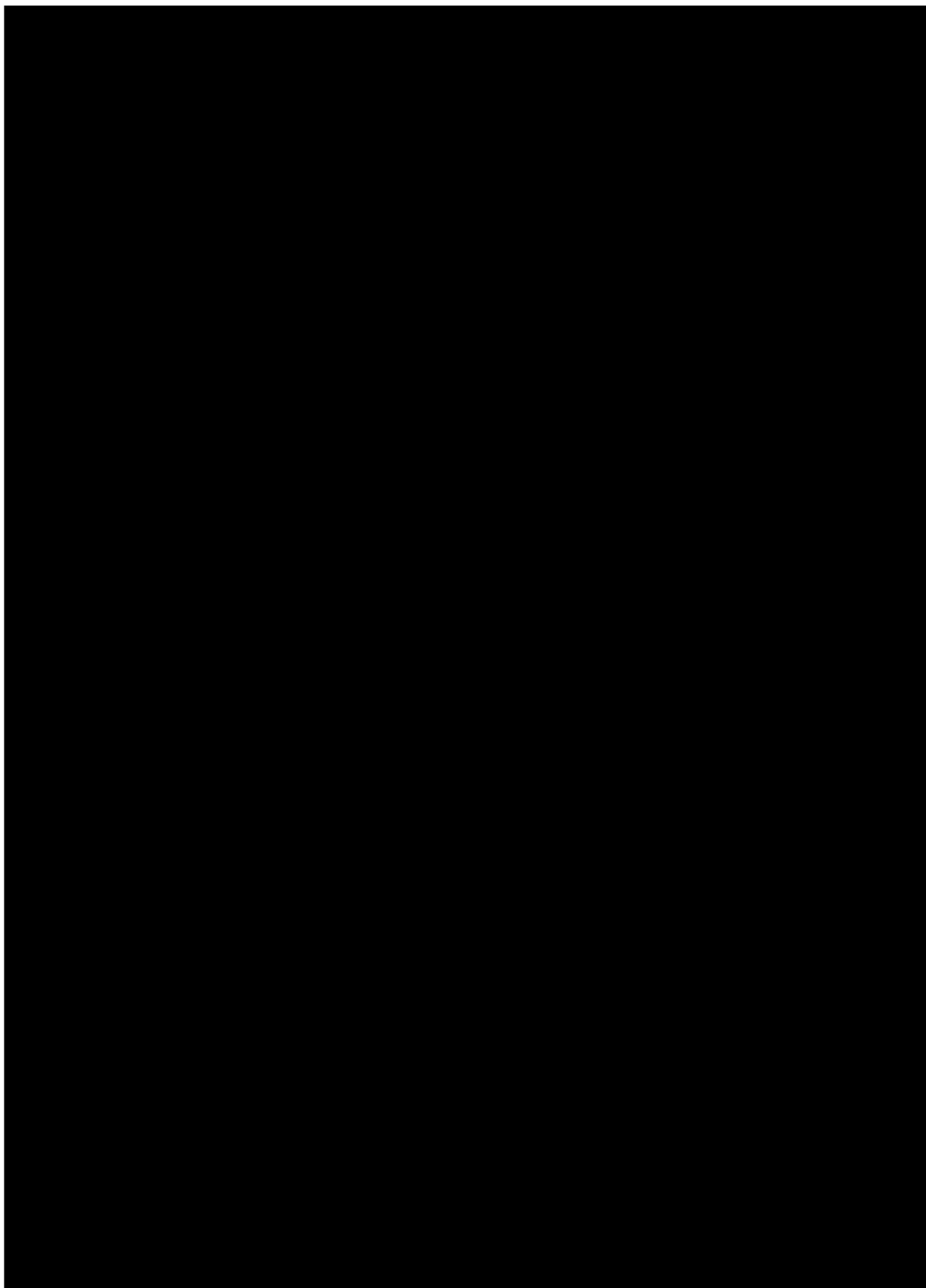
Annexe. 29. Cartographie des sites de suivi de Vipère péliade (Orthophoto et Scan25)

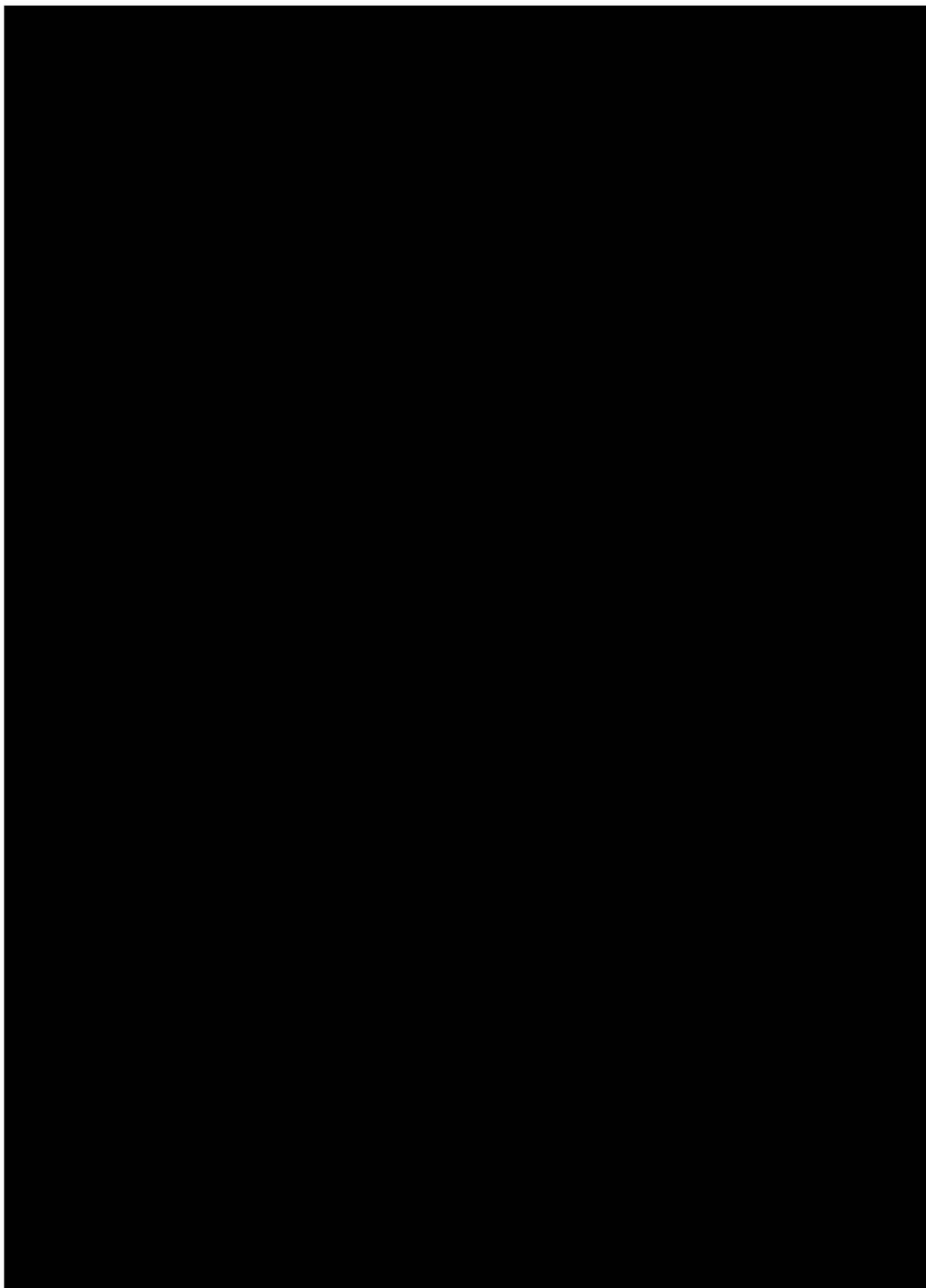


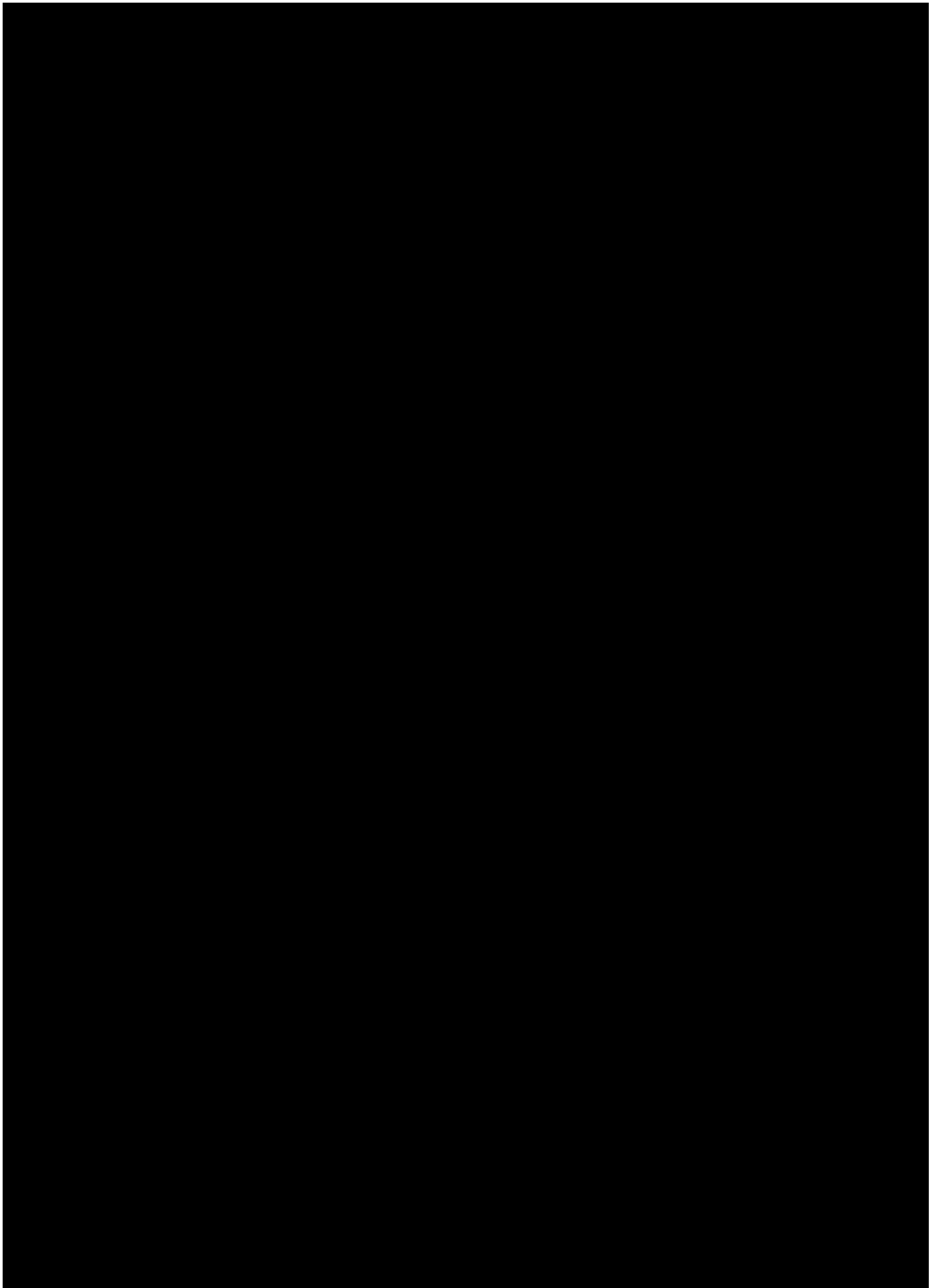


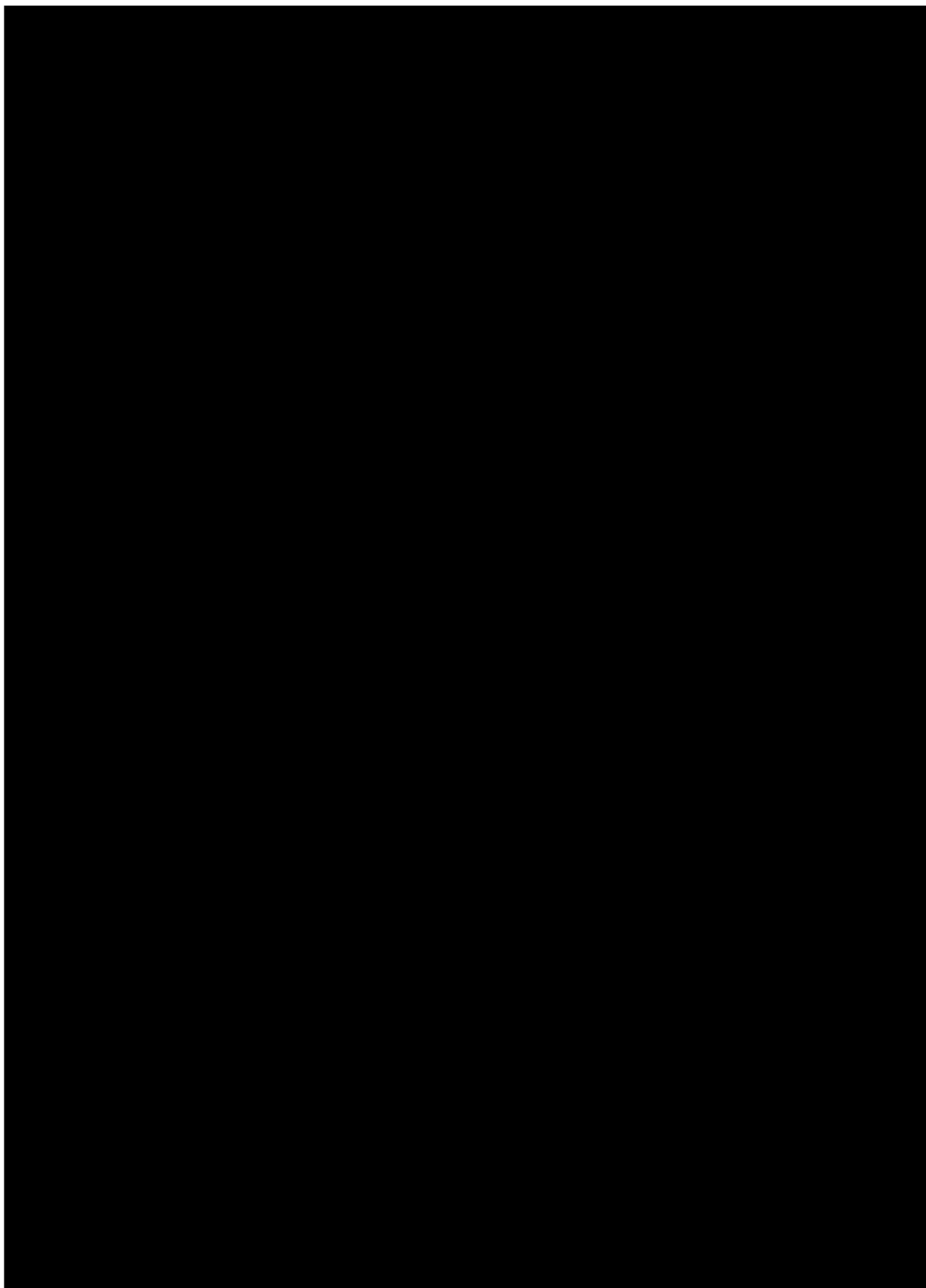


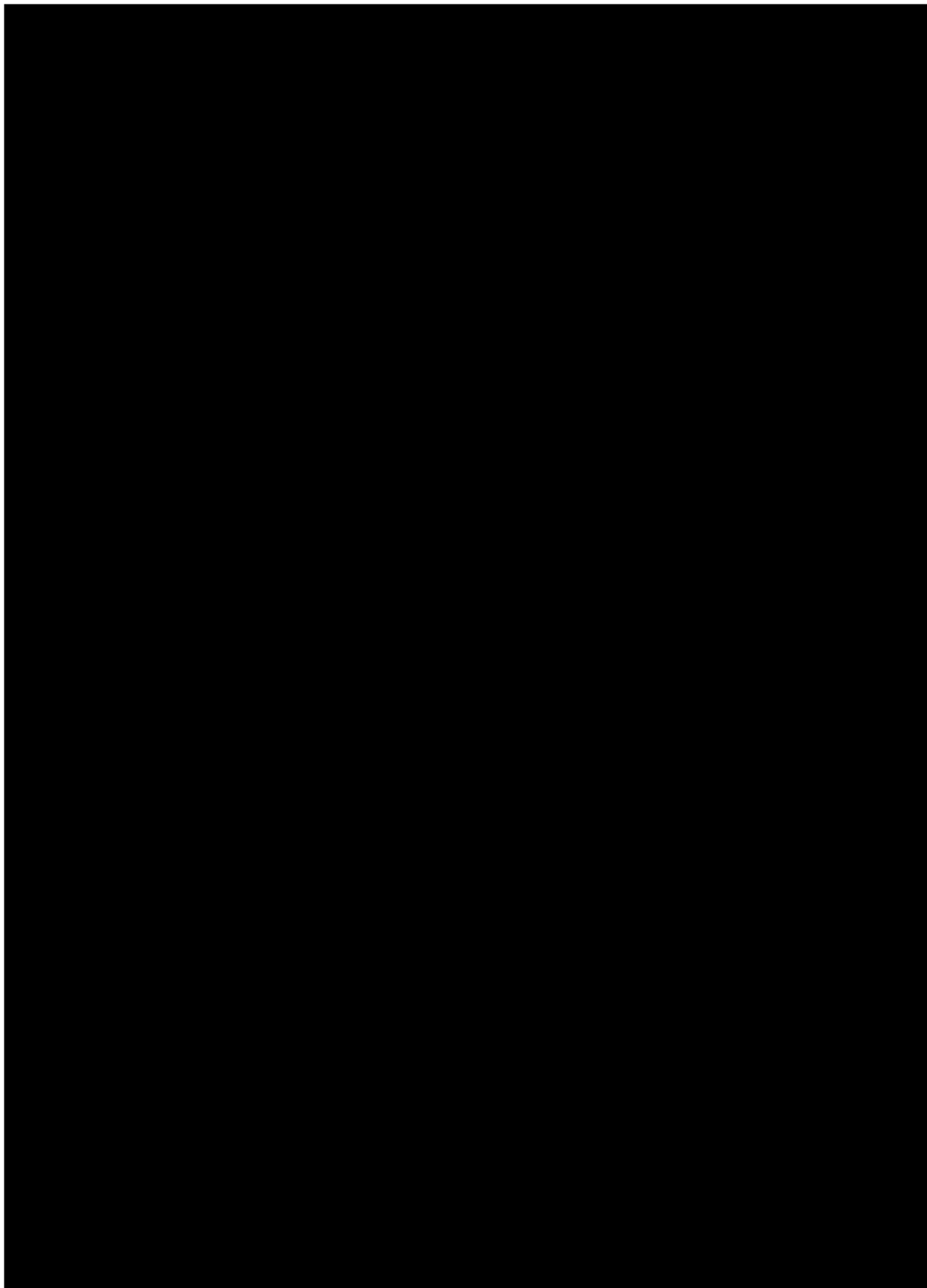


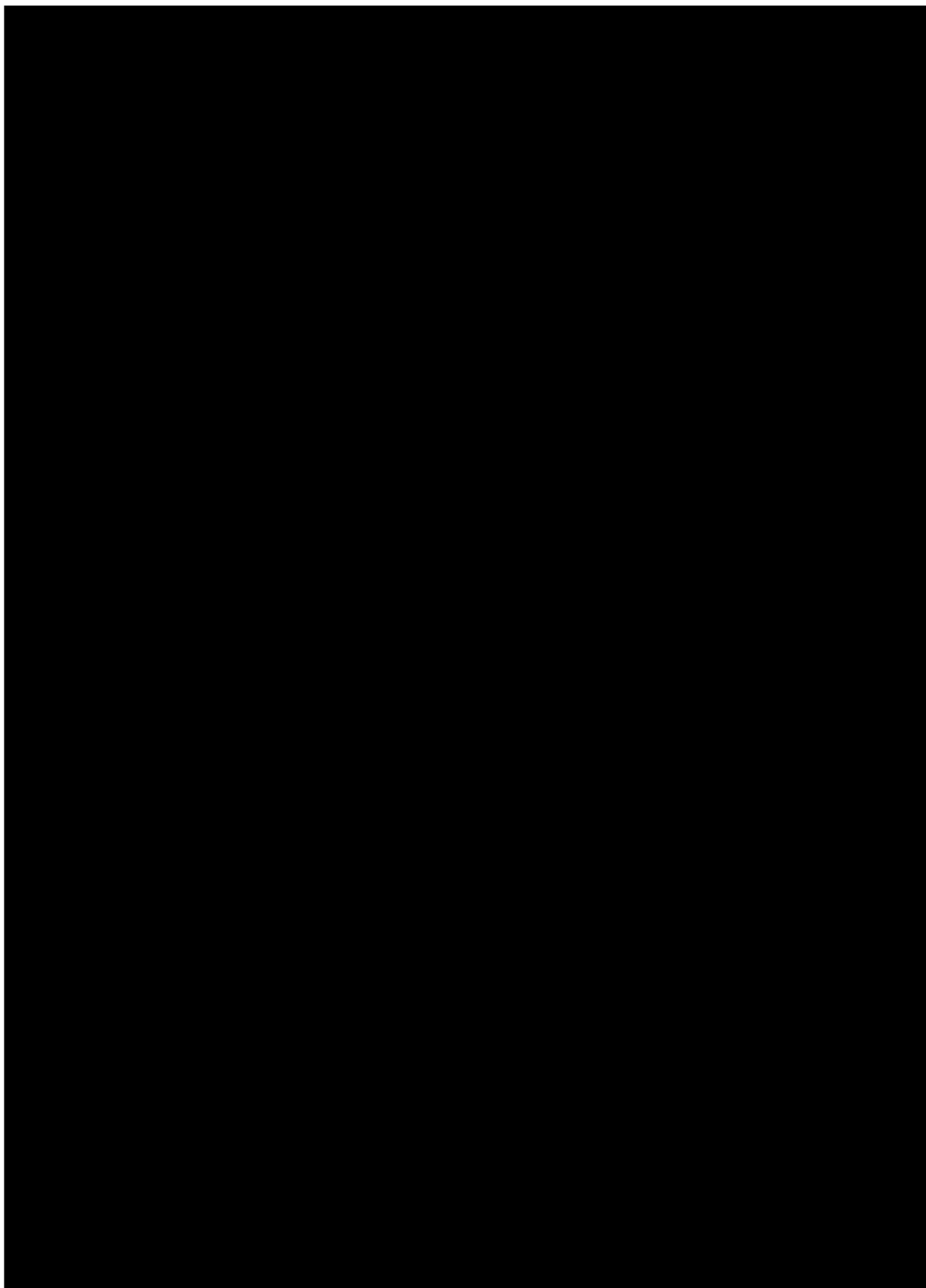


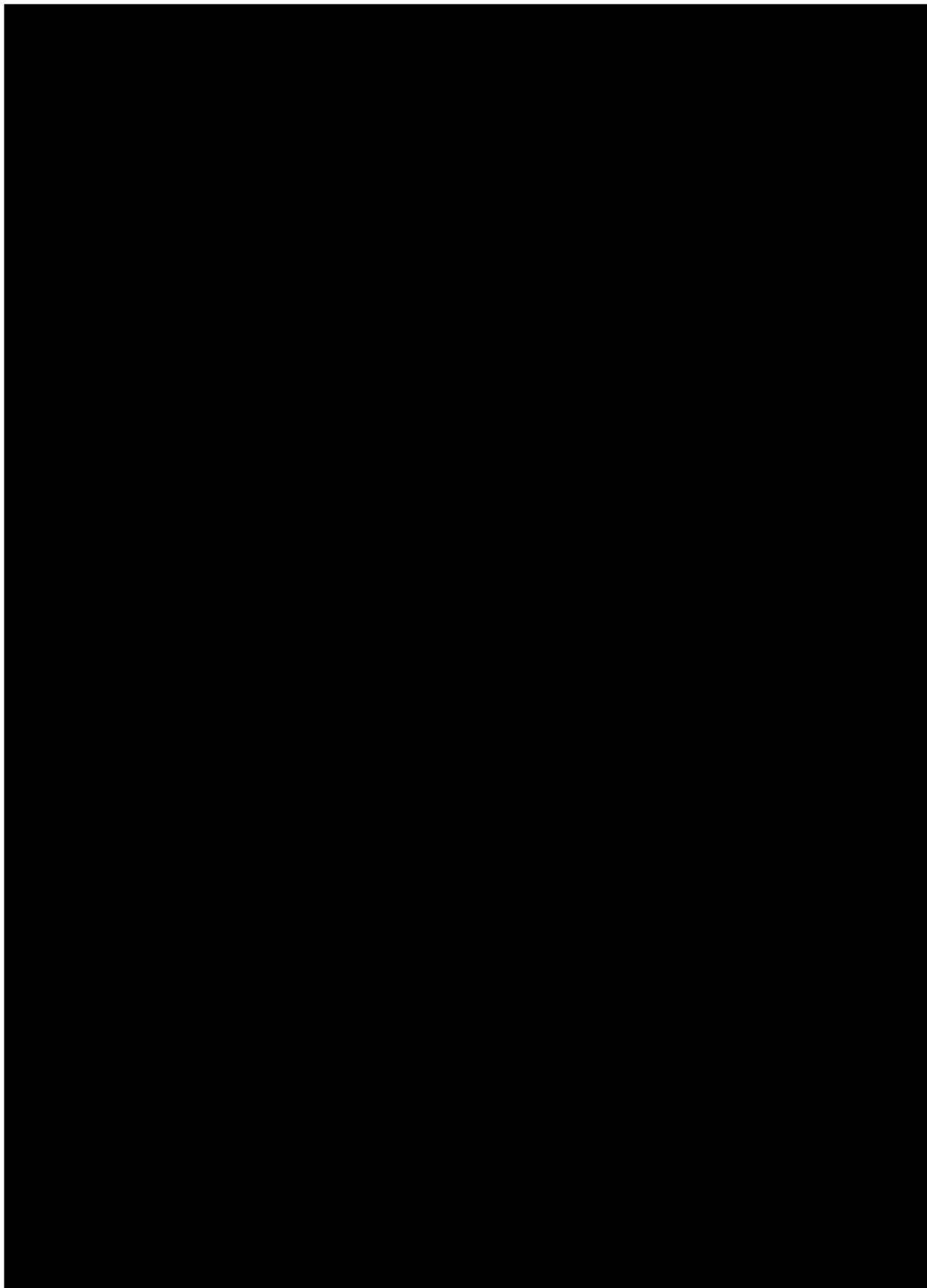


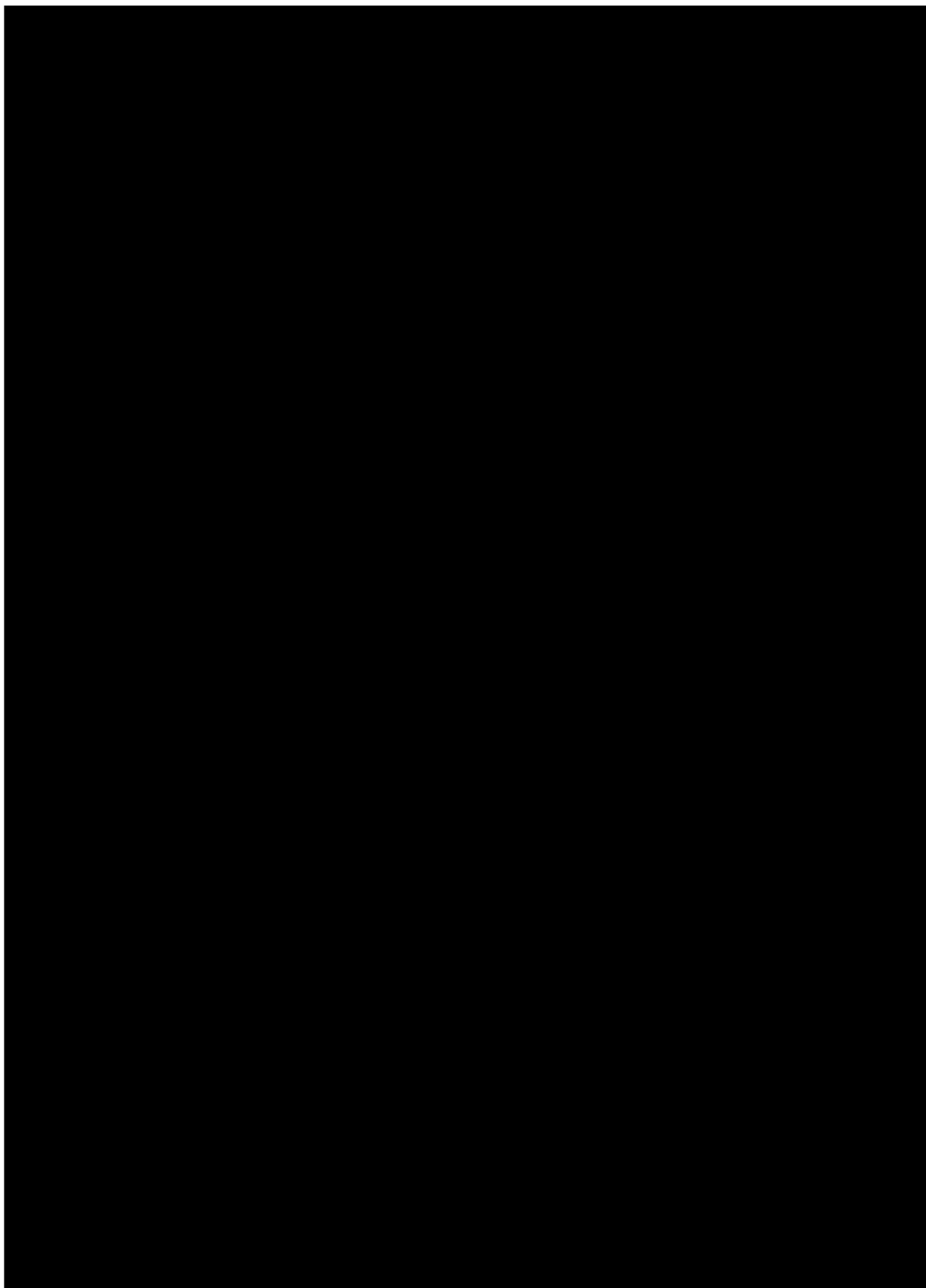


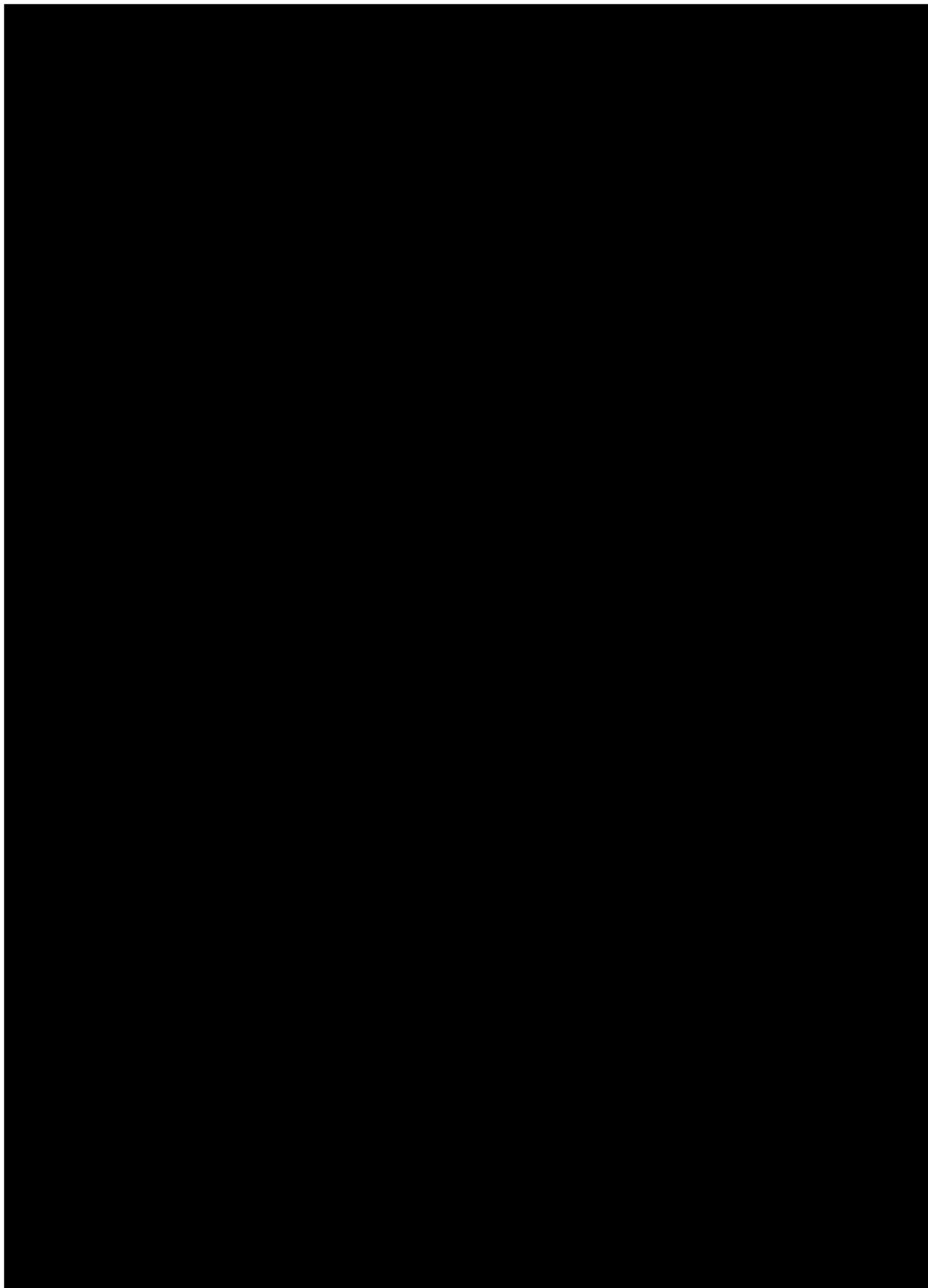












Annexe. 30. Fiche de terrain du suivi Vipère péliade

Fiche de terrain suivi Péliade Auverane : Protocole ORA 2017

Région : Auvergne : Autre : Préciser : _____
Méthode : A vue
Site : **Transect N° :** **Longueur transect :**
Prospecteur (s) : **Date :**/...../.....
N° de passage sur le transect :
Heure début transect : **Heure fin transect :**

Température au début du transect:°C (à relever sur météociel <http://www.meteociel.fr>)
Météo : Ensoleillé Belles éclaircies Nuageux prédominant Très nuageux
 Orageux Pluvieux Ciel voilé
Vent : Nul Léger Moyen Fort

Transect					
ESPECES	Age (*)	1er tiers du transect	2ème tiers du transect	3eme tiers du transect	Hors protocole (à positionner sur plan)
	<i>Juvenile</i>				
	<i>Adulte</i>				
	<i>Juvenile</i>				
	<i>Adulte</i>				
	<i>Juvenile</i>				
	<i>Adulte</i>				
	<i>Juvenile</i>				
	<i>Adulte</i>				
	<i>Juvenile</i>				
	<i>Adulte</i>				
	<i>Juvenile</i>				
	<i>Adulte</i>				
Indéterminé	<i>lézard</i>				
	<i>serpent</i>				

Commentaire général :

Annexe. 31. Typologie des habitats POPReptile

Il s'agit de décrire l'habitat dominant sur **deux bandes de 30m de large environ** de part et d'autre du transect. La description d'habitats est réalisée **indépendamment** pour chaque côté du transect. En effet, selon les milieux, les habitats peuvent être différents (certains milieu bordier) ou bien identiques.



Nous proposons une classification générale pour identifier les habitats (classification EUNIS, http://inpn.mnhn.fr/docs/ref_habitats/EUNIS_trad_francais.pdf).

Cette classification a une structure hiérarchique fondée sur 10 grands types de milieux auxquels s'ajoute une classe (X : complexe d'habitat). Nous proposons de se limiter aux niveaux 1 & 2. Certaines unités d'habitat sont hors champs (A : Habitat marins) ou bien s'appliquent pour un transect situé sur une interface d'habitats différents (par exemple un transect situé en bordure d'un fleuve)

Note: l'habitat dominant (principal) est également demandé à titre informatif à l'échelle de l'aire suivie

CLASSIFICATION DES HABITATS (Niveaux 1 & 2)**B - HABITATS CÔTIERS****B1 DUNES CÔTIÈRES ET RIVAGES SABLEUX****B2 GALETS CÔTIERS****B3 FALAISES, CORNICHES ET RIVAGES ROCHEUX****C - EAUX DE SURFACE CONTINENTALES****C1 EAUX DORMANTES DE SURFACE****C2 EAUX COURANTES DE SURFACE****C3 ZONES LITTORALES DES EAUX DE SURFACE CONTINENTALES****D - TOURBIÈRES HAUTES ET BAS MARAIS****D1 TOURBIÈRES HAUTES ET TOURBIÈRES DE COUVERTURE****D2 TOURBIÈRES DE VALLÉES BAS MARAIS ACIDES ET TOURBIÈRES DE TRANSITION****D4 BAS MARAIS RICHES EN BASES ET TOURBIÈRES DES SOURCES CALCAIRES****D5 ROSELIÈRES SÈCHES ET CARIÇAIES NORMALEMENT SANS EAU LIBRE****D6 MARAIS CONTINENTAUX SALÉS ET SAUMÂTRES ET ROSELIÈRES****E - PRAIRIES TERRAINS DOMINÉS PAR DES HERBACÉES NON GRAMINOÏDES, DES MOUSSES OU DES LICHENS****E1 PELOUSES SÈCHES****E2 PRAIRIES MÉSIQUES****E3 PRAIRIES HUMIDES ET PRAIRIES HUMIDES SAISONNIÈRES****E4 PELOUSES ALPINES ET SUBALPINES****E5 OURLETS, CLAIRIÈRES FORESTIÈRES ET PEUPELEMENTS DE GRANDES HERBACÉES NON GRAMINOÏDES****E6 STEPPES SALÉES CONTINENTALES****E7 PRAIRIES PEU BOISÉES****F - LANDES, FOURRÉS ET TOUNDRAS****F2 FOURRÉS ARCTIQUES, ALPINS ET SUBALPINS****F3 FOURRÉS TEMPÉRÉS ET MÉDITERRANÉO-MONTAGNARDS****F4 LANDES ARBUSTIVES TEMPÉRÉES****F5 MAQUIS, MATORRALS ARBORESCENTS ET FOURRÉS THERMO-MÉDITERRANÉENS****F6 GARRIGUES****F7 LANDES ÉPINEUSES MÉDITERRANÉENNES (PHRYGANES, LANDES-HÉRISSON ET VÉGÉTATION APPARENTÉE DES FALAISES LITTORALES)****F9 FOURRÉS RIPICOLES ET DES BAS MARAIS****FA HAIES****FB PLANTATIONS D'ARBUSTES**

G -BOISEMENTS, FORÊTS ET AUTRES HABITATS BOISÉS**G1** FORÊTS DE FEUILLUS CADUCIFOLIÉS**G2** FORÊTS DE FEUILLUS SEMPERVIRENTS**G3** FORÊTS DE CONIFÈRES**G4** FORMATIONS MIXTES D'ESPÈCES CADUCIFOLIÉES ET DE CONIFÈRES**G5** ALIGNEMENTS D'ARBRES, PETITS BOIS ANTHROPIQUES, BOISEMENTS RÉCEMMENT ABATTUS, STADES INITIAUX DE BOISEMENTS ET TAILLIS**H - HABITATS CONTINENTAUX SANS VÉGÉTATION OU À VÉGÉTATION CLAIRSEMÉE****H1** GROTTES, SYSTÈMES DE GROTTES, PASSAGES ET PLANS D'EAU SOUTERRAINS TERRESTRES**H2** ÉBOULIS**H3** FALAISES CONTINENTALES, PAVEMENTS ROCHEUX ET AFFLEUREMENTS ROCHEUX**H4** HABITATS DOMINÉS PAR LA NEIGE OU LA GLACE**H5** HABITATS CONTINENTAUX DIVERS SANS VÉGÉTATION OU À VÉGÉTATION CLAIRSEMÉE**H6** RELIEFS VOLCANIQUES RÉCENTS**I - HABITATS AGRICOLES, HORTICOLES ET DOMESTIQUES RÉGULIÈREMENT OU RÉCEMMENT CULTIVÉS****I1** CULTURES ET JARDINS MARAÎCHERS**I2** ZONES CULTIVÉES DES JARDINS ET DES PARCS**J - ZONES BÂTIES, SITES INDUSTRIELS ET AUTRES HABITATS ARTIFICIELS****J1** BÂTIMENTS DES VILLES ET DES VILLAGES**J2** CONSTRUCTIONS À FAIBLE DENSITÉ**J3** SITES INDUSTRIELS D'EXTRACTION**J4** RÉSEAUX DE TRANSPORT ET AUTRES ZONES DE CONSTRUCTION À SURFACE DURE**J5** PLANS D'EAU CONSTRUITS TRÈS ARTIFICIELS ET STRUCTURES CONNEXES**J6** DÉPÔTS DE DÉCHETS

Annexe. 32. Typologie simplifiée des milieux POPReptile

La classification des habitats offre une résolution insuffisante pour décrire les lieux de vie des reptiles. Par exemple, la présence de "placettes" d'insolation (végétation basse) à proximité du couvert végétal ou d'abris, est généralement essentielle aux lézards et serpents. Des milieux trop fermés ou trop ouverts sont souvent défavorables.

Il est donc important de définir le milieu **sur lequel un transect est positionné**. L'espace considéré ici correspond à **une largeur de 3m environ** de part et d'autre de la ligne de transect)

Nous proposons (**annexe 3**) une classification simplifiée en 5 types de milieux selon la structure de la végétation et la présence de placettes d'insolation:

- a) **Milieux linéaires ou « bordiers »** (haies, lisières, écotones)
En général de nombreuses placettes d'insolations.
- b) **Milieux « en mosaïque » à végétale basse**. La végétation la plus haute est généralement inférieure à 1,5m. Milieux en *patch* offrant des zones d'interface et placettes d'insolations.
- c) **Milieux à « en mosaïque » à végétation haute**. La végétation la plus haute est généralement supérieure à 2m. Milieux en *patch* offrant des zones d'interface et placettes d'insolations.
- d) **Milieux à structuration végétale homogène** (par exemple des boisements, landes, pelouses, maquis, garrigue peu structurés, c'est à dire avec une classe de végétation dominante et une hauteur assez constante). Dans ce type de milieu, si la végétation est >50cm les observations à vue peuvent devenir difficiles.
- e) **Milieux « Anthropiques »** : proximité de bâtiment, ruines

Note : des illustrations des différents milieux seront mises en ligne pour faciliter l'identification

a) Transect sur un milieu linéaire (ou « bordier »):

il s'agit de milieux avec une interface linéaire facilement identifiable.

- Définir la nature de l'interface :

- 1) Lisière intra-forestière
 - 2) Lisière périphérie forestière
 - 3) Haie bocagère
 - 4) Muret entre parcelle
 - 5) Talus entre parcelle
 - 6) Bord de chemin ou bord de route
 - 7) Voie de chemin de fer
 - 8) Bord de canal ou rivière
 - 9) Périphérie étang ou mare ou marais
-

Transect dans un milieu non linéaire

Par opposition au précédent, il s'agit de milieux qui sont spatialement plus étendus car non limité à un linéaire facilement identifiables. Leur description est plus complexe mais le point important est de décrire la présence de structuration favorable aux observations (placettes d'insolation).

b) Milieux « en mosaïque » à végétale basse.

Ce type de milieu est structuré en "patch" combinant des zones ouvertes et d'autres plus fermées. Ces milieux changements de hauteur végétations et des zones d'interfaces (pied de buisson, ronciers, arbrisseaux)

La végétation la plus haute est généralement inférieure à 1,5m.

Evaluer l'hétérogénéité de la végétation :

- 1) « mosaïque ouvert » combine de grandes zones ouvertes (sol ou strate herbacé basse visible) avec quelques zones plus fermées (sous abrisseau, arbrisseau, arbuste)
- 2) « mosaïque intermédiaire » : combine équitablement des zones ouvertes (sol ou strate herbacé basse visible) et plus fermées (herbacé haute, sous arbrisseaux, arbrisseaux, arbustes)
- 3) « mosaïque fermée » constitué de grandes zones fermées avec quelques zones plus ouvertes (sol ou strate herbacé basse visible)

C) Milieux à « en mosaïque » à végétation haute.

Ce type de milieu est structuré en "patch" combinant des zones ouvertes et d'autres plus fermées. Ces milieux changements de hauteur végétations et des zones d'interfaces (pied de buisson, ronciers, arbrisseaux).

Ils sont comparables aux précédents mais la végétation la plus haute est généralement supérieure à 2m. Ces milieux sont donc généralement plus fermés.

Evaluer l'hétérogénéité de la végétation :

- 1) « mosaïque ouvert » combine de grandes zones ouvertes (sol ou strate herbacé basse visible) avec quelques zones plus fermées (abrisseau, arbuste, arbres)
- 2) « mosaïque intermédiaire » : combine équitablement des zones ouvertes (sol ou strate herbacé basse visible) et plus fermées (arbrisseaux, arbustes, arbres)
- 3) « mosaïque fermée » constitué de grandes zones fermées (abrisseau, arbuste, arbres) avec quelques zones plus ouvertes (sol ou strate herbacé basse visible)

D) Transect sur un milieu à structuration végétale homogène

Ce type de milieu est associé à une végétation de structure homogène avec une strate dominante. Il n'existe pas de changement net dans la structure de la végétation.

Il est important d'évaluer la hauteur moyenne de la végétation reptiles.

- Evaluer la hauteur de la végétation :
 - 1) Milieu fermé arboré (arbre de haut jet)
 - 2) Milieu fermé non-arboré (arbuste, arbrisseaux < 4m)
 - 3) Milieu ouvert à végétation haute (1-2m, arbrisseaux-sous arbrisseaux)
 - 4) Milieu ouvert à végétation moyenne (50cm-1m, arbrisseaux-sous arbrisseaux, herbacées haute)
 - 5) Milieu ouvert à végétation basse (herbacée < 50cm)

Note: les prospections sont souvent plus difficiles dans les milieux homogènes. Les catégories 1 et 2 sont souvent trop peu exposés si la végétation est dense. Les milieu 3, 4 & 5 sont plus ouverts et donc plus favorable mais la détection à vue est assez difficile (pas de placette d'insolation). L'étude de ces milieux est cependant intéressante.

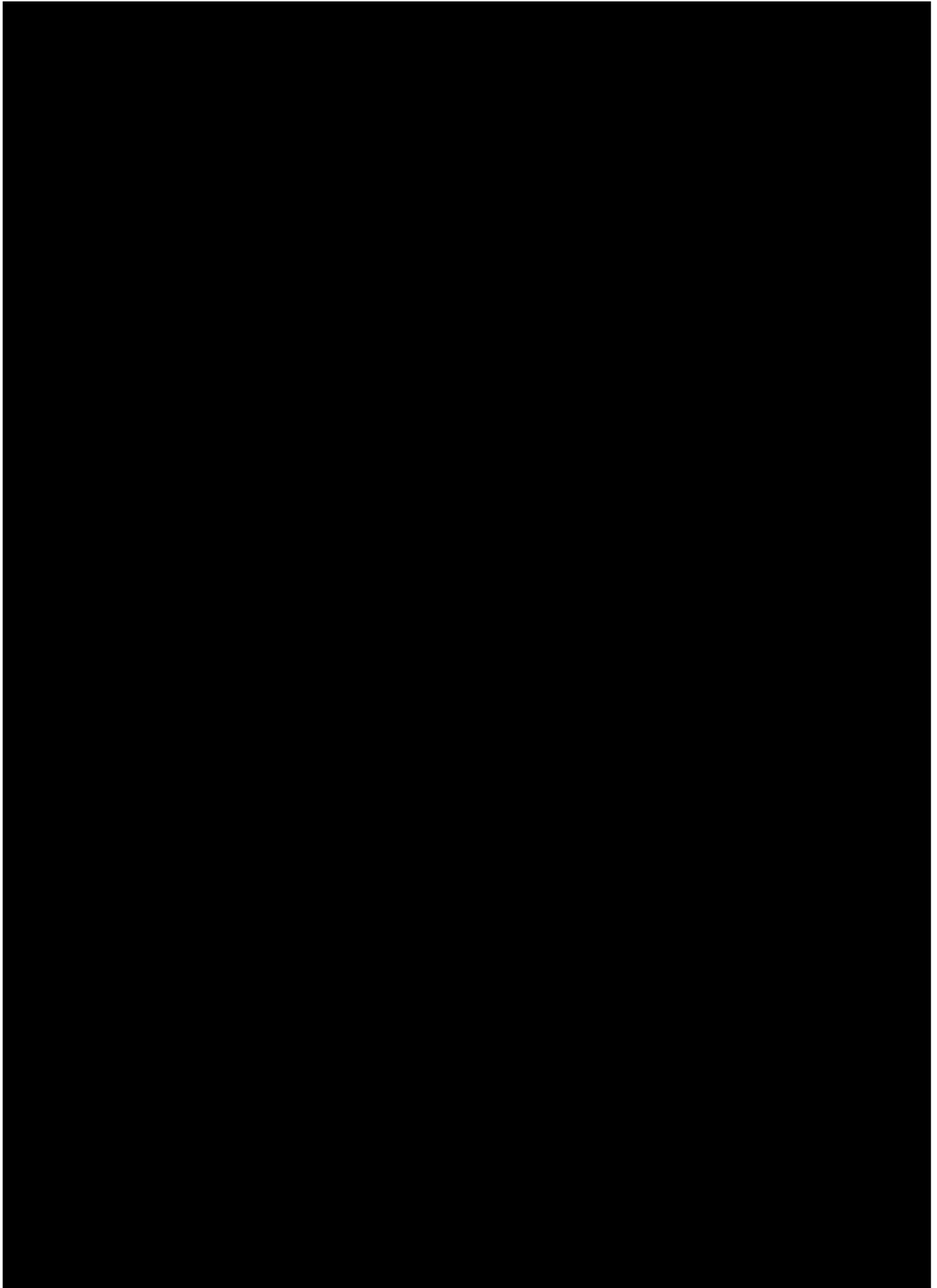
E) Milieux Anthropiques

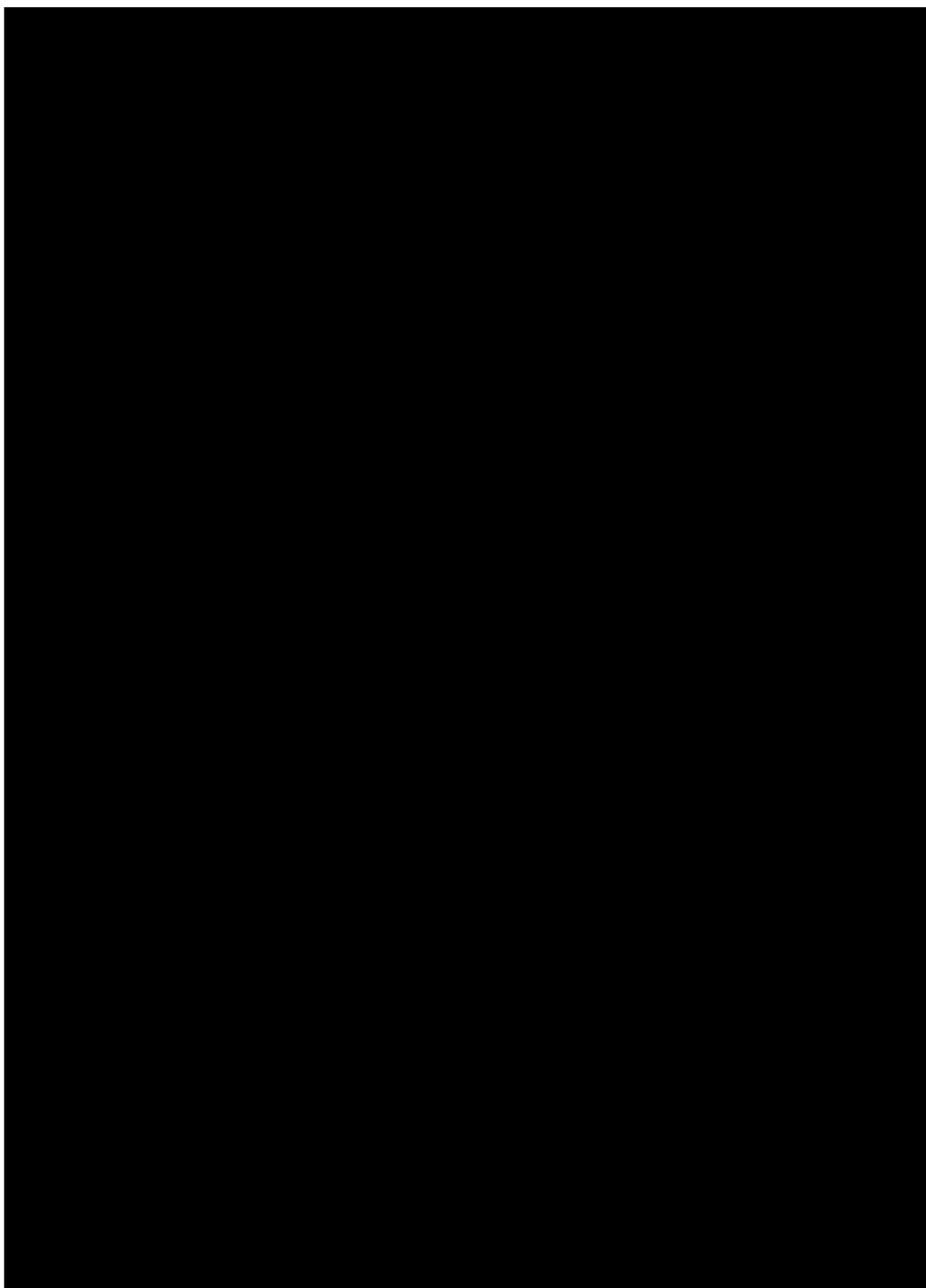
Ce type de milieu très différents des précédents est associé aux activités humaines. Nous incluons ici différents cas de figures.

- Evaluer le type de structure :
 - 1) habitation, ruines
 - 2) bâtiments agricoles, infrastructure industrielle
 - 3) zones de stockage/ déchets
 - 4) autres (définir)


- Evaluer la fréquentation humaine:
 - 1) Importante
 - 2) Ponctuelle
 - 3) absente ou rare

Annexe. 33. Cartes de localisation des dispositifs de suivi des lagunes





Annexe. 34. Fiche de relevés des communautés végétales de lagunes (transect)



SUD-ATLANTIQUE

Suivi d'état de conservation :

Les HIC des lagunes du plateau landais

Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique
 Domaine de Certes - 33980 AUDENGE - Tél. : 05 57 76 18 07 - Courriel : contact@cbnsa.fr
 Site de l'Observatoire de la biodiversité végétale de Nouvelle-Aquitaine (OBV) : www.ofsa.fr

Version 1 -
16/08/2017

1 IDENTIFIANT source (champs obligatoires)

Nom(s) (Organisme) :

Programme :

IDENTIFIANT relevé

Date : / /

N° du transect (AA00) :T

LOCALISATION (champs obligatoires)

Code lagune : Département : Commune : Lieu-dit :

Coord. GPS (WGS 84) : N..... E / W (Entourer la bonne position) : Code pointage : Précision (m) :

N° photo(s) : Précisions géographiques :

2 CARACTERISTIQUES DE LA LAGUNE

Surface totale (m²) : Surface de sol nu (%) : Surface de végétation (%) :

Pente moyenne : < 1° 1 à 6° 6 à 27° 27 à 45° 45 à 70° > 70°

Lagune coalescente : Oui Non Forme : Ronde Ovale Autre :

Organisation spatiale : Isolée En chapelet En réseau dense En réseau lâche

Niveau d'eau : exondée engorgée en eau : profondeur (m) : Acidité (pH) : Réaction HCl : Oui Non Non testée

Conductivité 1 (S.m⁻¹) : Localisation de la mesure :

Conductivité 2 (S.m⁻¹) : Localisation de la mesure :

Conductivité 2 (S.m⁻¹) : Localisation de la mesure :

Type de sol (à ordonner) : Tourbeuse Vaseuse Sableuse Limoneuse

Type de dune : Dune ancienne Dune moderne Aucune Acidité : Acidiphile Acidicline Neutrophile Basophile

Occupation du pourtour de la lagune : Coupe rase récente Coupe rase ancienne Pinède <2m Pinède > 2m Culture

Forêt de feuillus Zone urbaine Autre :

3 GEOLOCALISATION DU TRANSECT

Longueur totale du transect (m) : Nombre de quadrat :

Intervalle entre quadrats : variable Fixe Précisions :

	Coordonnées GPS (WGS 84)	Précision (+-m)
Repère fixe supérieur		
Repère fixe inférieur		
Distance entre repères fixes (m)		

Situation(s) atypique(s) non évitée(s) :

4 COLLECTE DE LA DONNÉE

Code transect																										
Numéro de placette																										
Numéro de la communauté																										
Distance / piquet supérieur																										
Distance / piquet inférieur																										
Coordonnées GPS																										
Photos																										
Nature du sol																										
Conditions stationnelles																										
Numéro de maille		1	2	3	4	HR	1	2	3	4	HR	1	2	3	4	HR	1	2	3	4	HR	1	2	3	4	HR
Sol nu (%)																										
Litière (%)																										
Hauteur d'eau (cm)																										
Strate 1																										
Strate 2																										
Strate 3																										
Hauteur d'eau (m)																										
Hauteur strate 1 (m)																										
Hauteur strate 2 (m)																										
Hauteur strate 3 (m)																										
Recouvrement strate 1 (%)																										
Recouvrement strate 2 (%)																										
Recouvrement strate 3 (%)																										
1	Espèces																									Espèces
2																										
3																										
4																										
5																										
6																										
7																										
8																										
9																										
10																										
11																										
12																										
13																										
14																										
15																										
16																										
17																										
18																										
19																										
20																										


5 LIMITES DES HABITATS / SYNTAXONS

Code de l'habitat ou du syntaxon	Habitat ou syntaxon	Distance au repère supérieur (m)	Distance au repère inférieur (m)
1			
2			
3			
4			
5			
6			
7			
8			
9			
10			
11			
12			
13			
14			
15			
16			
17			
18			
19			
20			

TYPLOGIE PROVISoire DES HABITATS DES LAGUNES DU PLATEAU LANDAIS

Végétations d'intérêt communautaire :		Végétations non d'intérêt communautaire :	
3110 : Eaux oligotrophes très peu minéralisées des plaines sablonneuses Littoreletalia uniflora			
<i>Elodea palustris</i> - <i>Spartanion</i>	Gazons amphibies vivaces oligotrophes atlantiques	<i>Eleocharis multicaulis</i> , <i>E. acicularis</i> , <i>Littorella uniflora</i> , <i>Hypericum elodes</i> , <i>Isoplepis fluitans</i> , <i>Salsola repens</i> , <i>Juncus bulbosus</i> , <i>J. heterophyllus</i> , <i>Potamogeton polygonifolius</i> , <i>Ptilularia globulifera</i> ...	<i>Nymphaea alba</i> , <i>Nuphar lutea</i> , <i>Potamogeton natans</i> , <i>Polygonum amphibium</i>
3130 : Eaux stagnantes, oligo- mésotrophes Littoreletalia uniflora et/ou isoeto-Manojuncera			
<i>Cicendion filiformis</i>	Gazons amphibies annuels oligotrophes atlantiques	<i>Cicendia filiformis</i> , <i>Exaculum pusillum</i> , <i>Juncus capillaris</i> , <i>Anagallis minima</i> , <i>Juncus trigynus</i> , <i>Lythrum hyssagifolia</i>	<i>Echinochloa crus-galli</i> , <i>Xanthium div. sp.</i> , <i>Bidens frondosa</i> , <i>Corrigiola littoralis</i> , <i>Persicaria lapathifolia</i> , <i>Atriplex prostrata</i> , <i>A. patula</i>
<i>Nanocyperion flavescentis</i>	Gazons amphibies annuels oligotrophes atlantiques d'influence continentale	<i>Cyperus flavescentis</i> , <i>C. fuscus</i> , <i>Gypsophila muralis</i> , <i>Gnaphalium uliginosum</i> ...	<i>Bidens cernua</i> , <i>Bidens comata</i> , <i>Ranunculus sceleratus</i> , <i>Bidens cernua</i> , <i>Leersia oryzoides</i> , <i>Persicaria hydropiper</i>
<i>Eleocharion salomonis</i>	Gazons amphibies annuels mésotrophes à eutrophiles	<i>Elatine hexandra</i> , <i>Lindernia dubia</i> , <i>Rorippa palustris</i> ...	
3140 : Eaux oligo-mésotrophes calcaires avec végétation benthique à Characeae			
<i>Nitellion flexilis</i>	Herbiers pionniers à Characeae	<i>Nitello gracilis</i> , <i>Nitella translucens</i> , <i>Chara fragifera</i>	
3150 : Lacs eutrophes naturels avec végétation du Magnopotamion ou Hydrocharitition			
<i>Potamion pectinatif</i>	Herbiers enracinés mésotrophes à eutrophiles	<i>Potamogeton pectinatus</i> , <i>P. gramineus</i> , <i>P. berchtoldii</i> , <i>P. crispus</i> , <i>P. lucens</i> , <i>P. gramineus</i> , <i>Elodea div. sp.</i> ...	<i>Carex elata</i> , <i>Carex paniculata</i>
<i>Lemnon minoris</i>	Herbiers non enracinés flottants eutrophiles	<i>Lemna minor</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> , <i>Lemna minuta</i> ...	
<i>Lemna trisulca</i> - <i>Salvinion natans</i>	Herbiers non enracinés flottants mésotrophes	<i>Lemna trisulca</i> , <i>Riccia fluitans</i> , <i>Ricciocarpos natans</i>	
<i>Hydrocharitium morsus-ramae</i>	Herbiers mésotrophes à eutrophiles flottants entre deux eaux	<i>Utricularia australis</i> , <i>Ceratophyllum demersum</i> (non enraciné)	<i>Convolvulus sepium</i> , <i>Epilobium hirsutum</i> , <i>Eupatorium cannabinum</i> , <i>Urtica dioica</i> ...
3160 : Lacs et mares dystrophes naturels			
<i>Utricularietalia intermedio - minoris</i>	Végétations immergées des gouilles et des chenaux des tourbières	<i>Utricularia minor</i> , <i>U. ochroleuca</i> , <i>U. intermedia</i> , <i>Sphagnum cuspidatum</i>	<i>Glyceria fluitans</i> ...
4020* : Landes humides atlantiques tempérées à Erica ciliaris et Erica tetralix			
<i>Ulici minoris</i> - <i>Ericenion ciliaris p.p.</i>	Landes mésohygrophiles à hygrophiles	<i>Erica tetralix</i> , <i>E. ciliaris</i> , <i>Myrica gale</i> , <i>Genista anglica</i>	<i>Asplenium adnigrum</i>
4030 : Landes sèches européennes			
<i>Ulici minoris</i> - <i>Ericenion ciliaris p.p.</i>	Landes mésohygrophiles à mésophiles	<i>Erica tetralix</i> , <i>E. ciliaris</i> , <i>E. cinerea</i> , <i>Pseudarrhenatherum longifolium</i>	
<i>Ulicenion minoris</i>	Landes mésophiles à xérophiles	<i>Erica cinerea</i> , <i>Cistus alcyonoides</i> , <i>C. umbellatus</i> ...	
6410 : Prairies à Molinia sur sols calcaires, tourbeux ou argilo-limoneux à Molinion caerulea			
<i>Juncion acutiflori</i>	Prés paratourbeux	<i>Molinia caerulea</i> , <i>Carex viridula</i> , <i>Agrostis canina</i> , <i>Ceratopogon verticillatus</i> , <i>Leobelia urens</i> , <i>Carex verticillata</i> , <i>Juncus acutiflorus</i> , <i>Veronica scutellata</i> ...	
7110* : Tourbières hautes actives			
<i>Oxycocco palustris</i> - <i>Ericenion tetralicis</i>	Végétations de haut-marais	<i>Sphagnum magellanicum</i> , <i>S. rubellum</i> , <i>S. subnitens</i> , <i>Herthecium ossifragum</i> , <i>Drosera rotundifolia</i>	
7150 : Dépressions sur substrats tourbeux du Rhynchosporion			
<i>Rhynchosporion albae</i>	Pelouse de gouille de cicatrisation	<i>Rhynchospora fusca</i> , <i>R. alba</i> , <i>Drosera intermedia</i>	
7210* : Marais calcaires à Cladium mariscus et espèces du Caricion davallianae			
<i>Cladietum marisci</i>	Cladiales	<i>Cladium mariscus</i>	

Annexe. 35. Fiche de relevé des communautés végétales de lagunes (Diagnostic)



Conservatoire Botanique National
SUD-ATLANTIQUE

Évaluation d'état de conservation : les HIC des lagunes du plateau landais

Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique
Domaine de Certes – 33980 AUDENGE – Tél. 05 57 76 18 07 – Courriel : contact@cbnsa.fr

Site de l'Observatoire de la biodiversité végétale de Nouvelle-Aquitaine (OBV) : www.ofsa.fr

Version du 21/08/2017

1 IDENTIFIANT source (champs obligatoires)

Nom(s) (Organisme) :

Programme :

IDENTIFIANT relevé

Date : / /

N° du suivi (AA00) : **S**

LOCALISATION (champs obligatoires)

Code lagune : Département : Commune : Lieu-dit :

Coord. GPS (WGS 84) : N..... E / W (Entourer la bonne position) : Code pointage : Précision (m) :

N° photo(s) : Précisions géographiques :

2 CARACTERISTIQUES DE LA LAGUNE

Surface totale (m²) : Surface de sol nu (%) : Surface de végétation (%) :

Pente moyenne : < 1° 1 à 6° 6 à 27° 27 à 45° 45 à 70° > 70°

Lagune coalescente : Oui Non Forme : Ronde Ovale Autre :

Organisation spatiale : Isolée En chapelet En réseau dense En réseau lâche

Niveau d'eau : Exondée Engorgée En eau : profondeur (m) : Acidité (pH) : Réaction HCl : Oui Non Non testée

Conductivité 1 (S.m⁻¹) : Localisation de la mesure :

Conductivité 2 (S.m⁻¹) : Localisation de la mesure :

Conductivité 3 (S.m⁻¹) : Localisation de la mesure :

Type de sol (à ordonner) : Tourbeuse Vaseuse Sableuse Limoneuse

Type de dune : Dune ancienne Dune moderne Aucune Acidité : Acidiphile Acidicline Neutrophile Basophile

Occupation du pourtour de la lagune : Coupe rase récente Coupe rase ancienne Pinède <2m Pinède > 2m Culture

Forêt de feuillus Zone urbaine Autre :

6 EVALUATION DE L'ETAT DE CONSERVATION DE LA LAGUNE

Eclairage : Ombre Demi-ombre Lumière

Dépôts de matériaux : Non Organique : Surface (%) :

Inorganique : Surface (%) :

Pompage : Oui Non Surface mise en culture / Destruction (%) :

Fossé : Oui Non Profondeur (m) : Connecté : Oui Non Distance (m) :

Creusement : Oui Non Surface impactée (%) : H X

Comblement : Oui Non Surface impactée (%) : H X

Passage d'engins : Oui Non Surface impactée (%) : H X

Impact de la faune : Retournement par les sangliers Surface (%) : H X

Abrouissement des végétaux Présence d'écrevisses américaines Non évalué

Remarques générales : Présence de ragondins Présence de poissons exotiques


.....

.....


.....

.....


Niveau d'évolution (colmatage/atterrissement) :



Eau libre (zone grisée) →



Zone longuement inondable
(partie centrale avec ou sans végétation aquatique)



Occupation par les ligneux (zone grisée) →

4 RELEVÉ DES COMMUNAUTES VEGETALES (géosymphytosociologie)

Alliance phytosociologique	Communautés aquatiques	Corège caractéristique (barre les taxons absents)	Association végétale (à compléter si possible)	Rec. (%)	* Code indice d'agrégation	Com. basale	Com. fragmentaire	Com. Dérivée	id. relevé phyto associé
Surface exempte de végétation									
3110 : Eaux oligotrophes très peu minéralisées des plaines sablonneuses Littoreletalia uniflorae									
Eloda palustris - Sparganium 1	Gazon amphibie vivace oligotrophile atlantique	Eleocharis multicaulis, E. acicularis, Littorella uniflora, Hypericum elodes, Isolepis fluitans, Baldella repens, Juncus bulbosus, J. heterophyllus, Potamogeton polygonifolius, Ptilularia globulifera, ...							
Eloda palustris - Sparganium 2	Gazon amphibie vivace oligotrophile atlantique	Eleocharis multicaulis, E. acicularis, Littorella uniflora, Hypericum elodes, Isolepis fluitans, Baldella repens, Juncus bulbosus, J. heterophyllus, Potamogeton polygonifolius, Ptilularia globulifera, ...							
Eloda palustris - Sparganium 3	Gazon amphibie vivace oligotrophile atlantique	Eleocharis multicaulis, E. acicularis, Littorella uniflora, Hypericum elodes, Isolepis fluitans, Baldella repens, Juncus bulbosus, J. heterophyllus, Potamogeton polygonifolius, Ptilularia globulifera, ...							
3130 : Eaux stagnantes, oligo-mésotrophes Littoreletalia uniflorae et/ou Isoeto-Nanajuncetea									
Cicendion filiformis	Gazon amphibie annuel oligotrophile atlantique	Cicendia filiformis, Exaculum pusillum, Juncus capitatus, Lysimachia minima, Juncus pygmaeus, Lythrum hyssopifolia							
Nanacyprian flavescens	Gazon amphibie annuel oligotrophile atlantique	Cyperus flavescens, Cyperus fuscus, Gypsophila muralis, Gnaphalium uliginosum, ...							
Eleocharition soloniensis	Gazon amphibie annuel oligotrophile atlantique	Elatine hexandra, Lindernia dubia, Rorippa palustris, ...							
3140 : Eaux oligo-mésotrophes calcaires avec végétation benthique à Characeae									
Nitellion flexilis	Herbier pionnier à Characées	Nitella gracilis, N. translucens, Chara fragifera							
3150 : Lacs eutrophes naturels avec végétation du Magnopotamion ou Hydrocharition									
Potamion pectinatus	Herbier enraciné mésotrophile à eutrophile	Potamogeton pectinatus, P. berchtoldii, P. crispus, P. lucens, P. gramineus, Elodea div. sp., ...							
Lemnon minoris	Herbier non enraciné flottant eutrophile	Lemna minor, L. minuta, Spirodela polyrrhiza, ...							
Lemna trisulcaea - Salvinion natantis	Herbier non enraciné flottant mésotrophile	Lemna trisulca, Riccia fluitans, Ricciocarpos natans							
Hydrocharition morsus-ranae	Herbier mésotrophile à eutrophile flottant entre deux eaux	Utricularia australis, Ceratophyllum demersum (non enraciné)							
3160 : Lacs et mares dystrophes naturels									
Utricularietalia intermedia - minoris		Utricularia minor, U. ochroleuca, U. intermedia							
4020* : Landes humides atlantiques tempérées à Erica ciliaris et Erica tetralix									
Ulici minoris - Ericenion ciliaris p.p.	Landes mésohygrophile à hygrophile	Erica tetralix, E. ciliaris, Myrica gale, Genista anglica							
4030 : Landes sèches européennes									
Ulici minoris - Ericenion ciliaris p.p.	Landes mésohygrophile	Erica tetralix, E. ciliaris, E. cinerea, Pseudarrhenatherum longifolium, ...							
Ulkienion minoris	Landes mésophile à xérophile	Erica cinerea, Erica ciliaris, Cistus alyssoides, C. umbellatus, ...							
6410 : Prairies à Molinia sur sols calcaires, tourbeux ou argilo-limoneux à Molinion caerulea									
Juncion acutiflori 1	Prés paratourbeux	Molinia caerulea, Carex viridula, Agrostis canina, Caropsis verticillata-inundata, Lobelia urens, Carex verticillatum, Juncus acutiflorus, ...							
Juncion acutiflori 2	Prés paratourbeux	Molinia caerulea, Carex viridula, Agrostis canina, Caropsis verticillata-inundata, Lobelia urens, Carex verticillatum, Juncus acutiflorus, ...							
7110* : Tourbières hautes actives									
Oxycocco palustris - Ericion tetralicis	Végétation de haut-marais	Sphagnum magellanicum, S. rubellum, Nardicum ossifragum, Drosera rotundifolia, ...							
7150 : Dépressions sur substrats tourbeux du Rhynchosporion									
Rhynchosporion	Pelouse de gouille de cicatrization	Rhynchospora fusca, R. alba, Drosera intermedia, ...							
7210* : Marais calcaires à Cladium mariscus et espèces du Caricion davallianae									
Cladietum marisci	Cladiale	Cladium mariscus							
Autres végétations aquatiques									
Nymphaeion albae	Herbier enraciné flottant	Nymphaea alba, Nuphar lutea, Potamogeton natans, Persicaria amphibia							
Potamion polygonifoli	Herbier enraciné oligotrophile à mésotrophile	Potamogeton polygonifolius, Luronium natans, Myriophyllum alterniflorum, Ranunculus omiophyllus							
Végétations amphibies									
Chenopodion rubri	Gazon amphibie annuel eutrophile sur minéraux	Echinochloa crus-galli, Xanthium div. sp., Bidens frondosa, Corrigiola littoralis, Persicaria lapathifolia, Atriplex prostrata, A. patula, ...							
Bidention tripartitae	Gazon amphibie annuel eutrophile sur vase	Bidens cernua, B. connata, B. cernua, Ranunculus sceleratus, Leersia oryzoides, Persicaria hydropiper, ...							
Communautés d'hélophytes									
Magnocaricion elatae	Caricaie mésotrophile	Carex elata, C. paniculata							
Caricion gracilis	Caricaie méso-eutrophile à eutrophile	Carex acutiformis, C. riparia							
Oenanthion aquaticae	Roselière pionnière	Alisma plantago-aquatica, Sparganium erectum, Eleocharis palustris, ...							
Convolvulion sepium	Mégaphorbiaie eutrophile	Convolvulus sepium, Epilobium hirsutum, Eupatorium cannabinum, Urtica dioica, ...							
Végétations prairiales et pelousales									
Glycerio fluitans - Sparganium neglecti	Prairie flottante mésotrophile à eutrophile	Glyceria fluitans, ...							
Apion nodiflori	Cressonnière	Berula erecta, Nasturtium nodiflorum, Helosciadium nodiflorum, ...							
Végétations arbustives									
Ulici europaei - Cytision striati	Fourrés acidiphile xérophile	Cytisus scoparius, Ulex europaeus, Erica scoparia, ...							
Frangulo alni - Pyrlion cordatae	Fourrés acidiphile mésophile	Erica scoparia, Frangula alnus, Ulex europaeus							
Osmunda regalis - Myricion gale	Fourrés acidiphile hygrophile	Salix atrocinerea, Myrica gale, Erica scoparia, Osmunda regalis							
Autres végétations									

* Code indice d'agrégation : 1 : isolé, 2 : éclaté en fragment réduits, 3 : éclaté en fragment plus ou moins étendus, 4 : peu fragmenté et peu étendu, 5 : peu fragmenté et étendu, 6 : non fragmenté et étendu.

Annexe. 36. Flore recensée sur les sites de suivi de lagunes

Lagune de Cagaouille

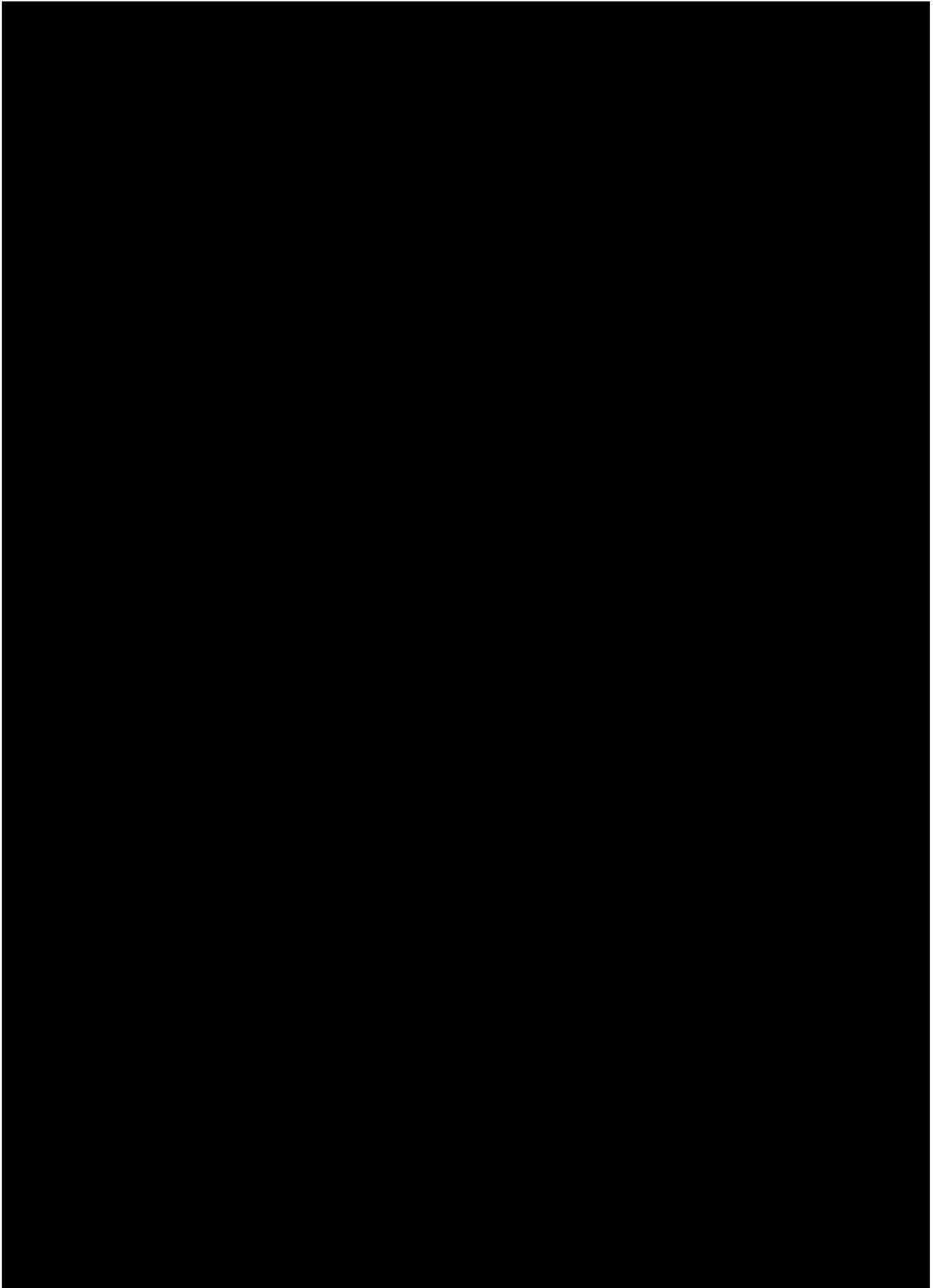
Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation
<i>Agrostis canina</i> L., 1753	2017	<i>Lobelia urens</i> L., 1753	2015
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L., 1753	2011	<i>Luronium natans</i> (L.) Raf., 1840	2017
<i>Baldellia cf. ranunculoides</i> (L.) Parl., 1854	2015	<i>Lycopus europaeus</i> L., 1753	2017
<i>Baldellia repens</i> subsp. <i>cavanillesii</i> (Molina Abril, A.Galán, Pizarro & Sard.Rosc.) Talavera, 2007	2017	<i>Molinia caerulea</i> subsp. <i>caerulea</i> (L.) Moench, 1794	2017
<i>Betula pendula</i> Roth, 1788	2015	<i>Panicum dichotomiflorum</i> Michx., 1803	2017
<i>Betula pubescens</i> Ehrh., 1791	2017	<i>Persicaria lapathifolia</i> (L.) Delarbre, 1800	2017
<i>Bidens frondosa</i> L., 1753	2017	<i>Persicaria maculosa</i> Gray, 1821	2017
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull, 1808	2017	<i>Pilularia globulifera</i> L., 1753	2017
<i>Carex lasiocarpa</i> Ehrh., 1784	2017	<i>Pinus pinaster</i> Aiton, 1789	2017
<i>Caropsis verticillato-inundata</i> (Thore) Rauschert, 1982	2017	<i>Potamogeton polygonifolius</i> Pourr., 1788	2017
<i>Cistus lasianthus</i> subsp. <i>alyssoides</i> (Lam.) Demoly, 2006	2011	<i>Potentilla erecta</i> (L.) Räusch., 1797	2017
<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop., 1771	2017	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn, 1879	2017
<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P.Beauv., 1812	2017	<i>Ranunculus flammula</i> L., 1753	2017
<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) Roem. & Schult., 1817	2015	<i>Ranunculus ololeucos</i> J.Lloyd, 1844	2017
<i>Eleocharis multicaulis</i> (Sm.) Desv., 1818	2017	<i>Riccia</i> L., 1753	2017
<i>Erica ciliaris</i> Loeffl. ex L., 1753	2011	<i>Rubus</i> L., 1753	2017
<i>Erica cinerea</i> L., 1753	2017	<i>Salix atrocinerea</i> Brot., 1804	2017
<i>Erica scoparia</i> L., 1753	2017	<i>Salix repens</i> subsp. <i>repens</i> L., 1753	2011
<i>Erica tetralix</i> L., 1753	2017	<i>Senecio vulgaris</i> subsp. <i>vulgaris</i> L., 1753	2017
<i>Frangula alnus</i> Mill., 1768	2017	<i>Solanum nigrum</i> L., 1753	2011
<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R.Br., 1810	2017	<i>Solanum physalifolium</i> Rusby, 1895	2011
<i>Hydrocotyle vulgaris</i> L., 1753	2017	<i>Sphagnum auriculatum</i> Schimp.	2017
<i>Hypericum elodes</i> L., 1759	2017	<i>Sphagnum cuspidatum</i> Ehrh. ex Hoffm.	2017
<i>Hypochaeris radicata</i> L., 1753	2017	<i>Sphagnum denticulatum</i> f. <i>crassicladum</i>	2017
<i>Isolepis fluitans</i> (L.) R.Br., 1810	2017	<i>Sphagnum inundatum</i> Russow	2017
<i>Juncus bulbosus</i> L., 1753	2017	<i>Ulex minor</i> Roth, 1797	2017
<i>Juncus effusus</i> L., 1753	2017	<i>Utricularia australis</i> R.Br., 1810	2017
<i>Leontodon saxatilis</i> Lam., 1779	2017	<i>Veronica scutellata</i> L., 1753	2017

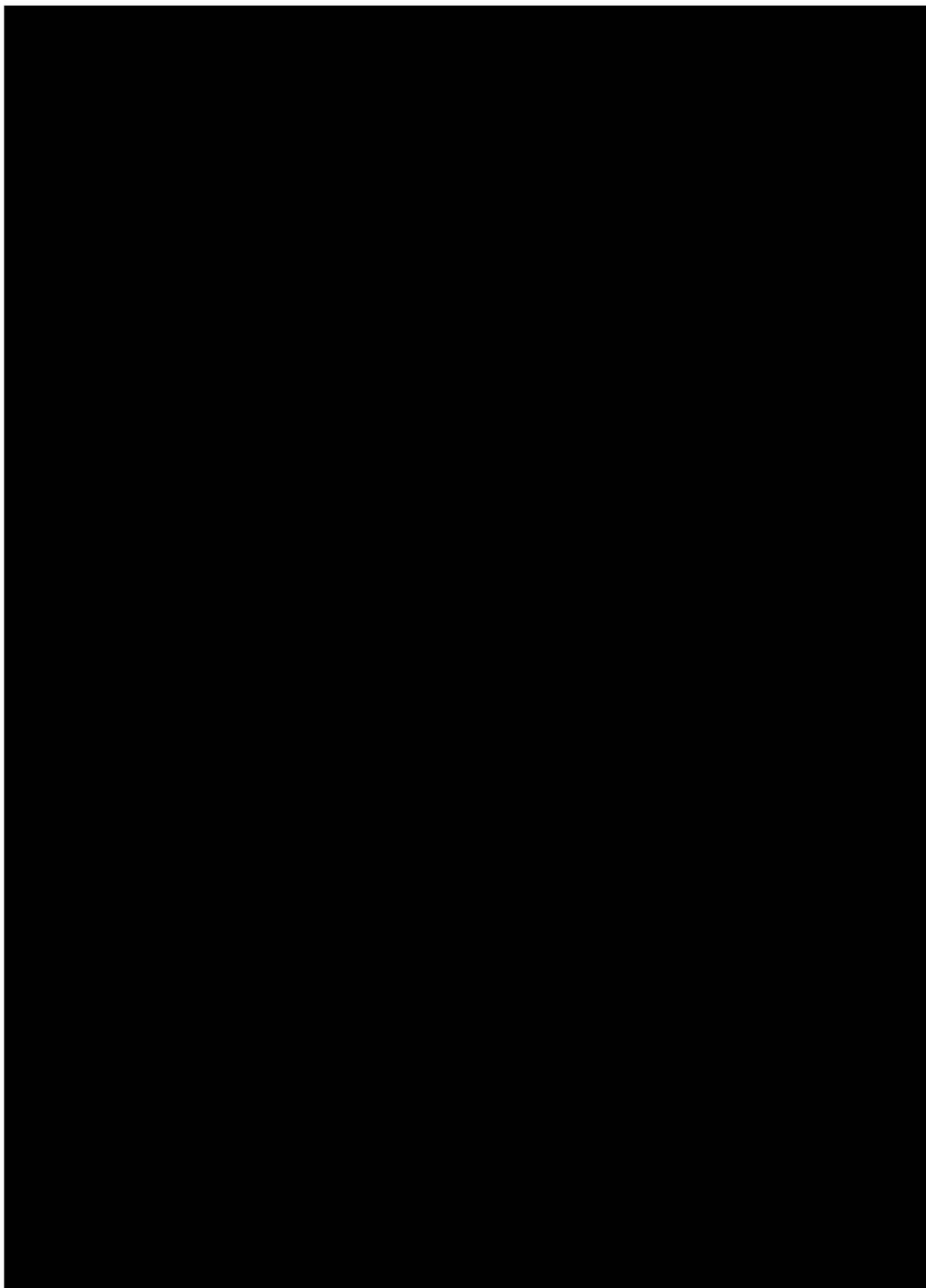


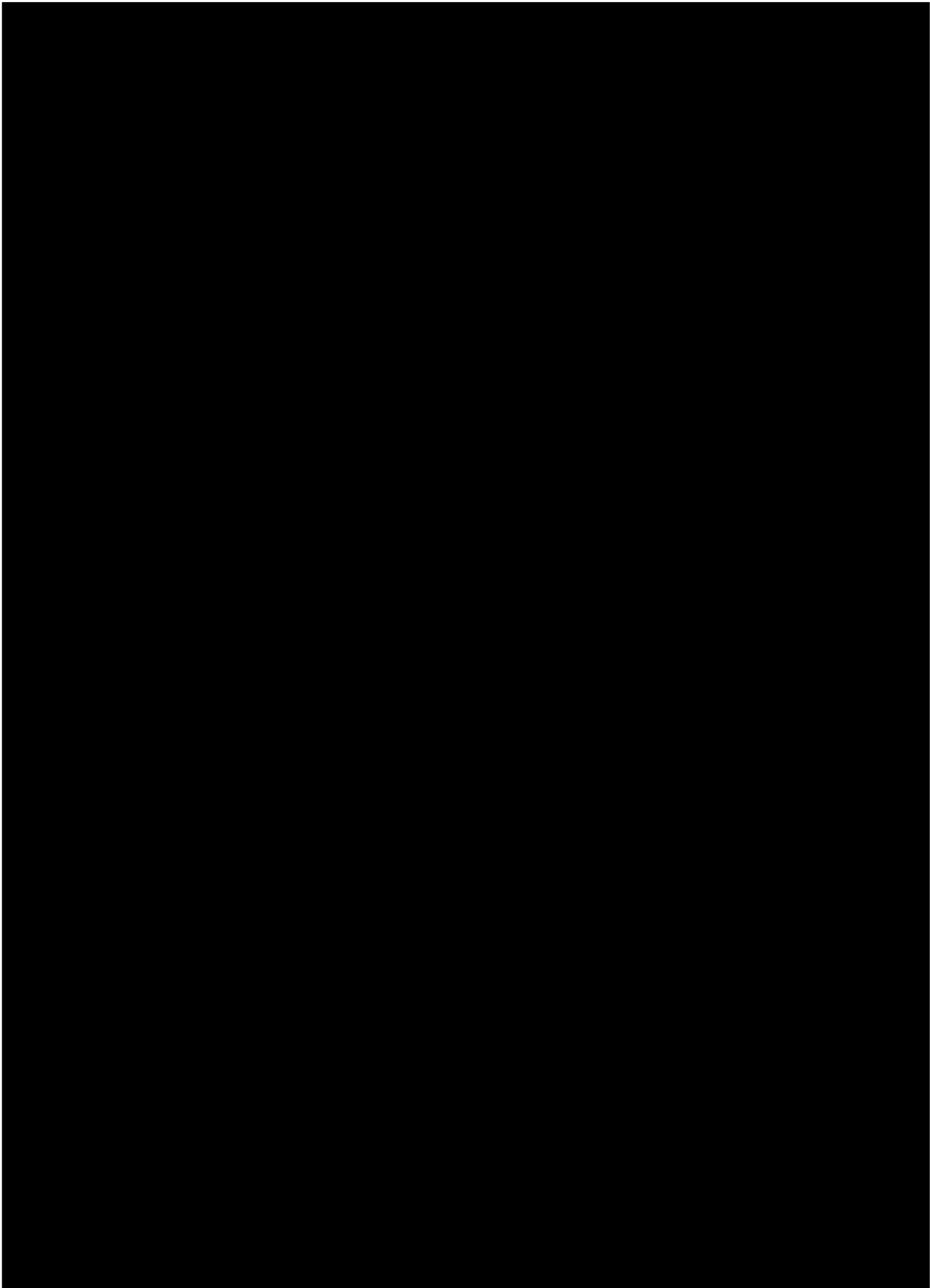
Lagune de Troupins

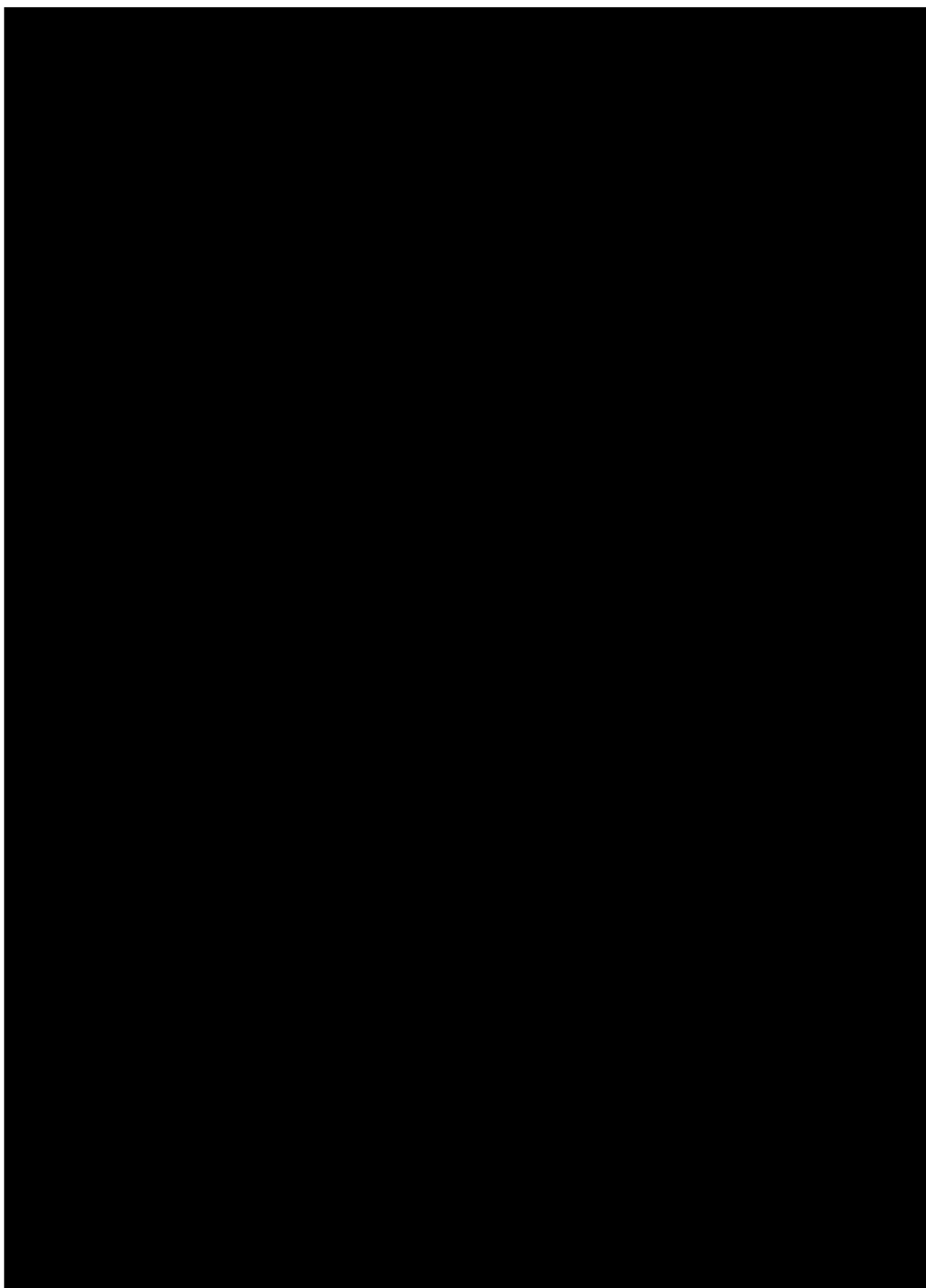
Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation
<i>Agrostis canina</i> L., 1753	2017	<i>Laphangium luteoalbum</i> (L.) Tzvelev, 1994	2017
<i>Agrostis capillaris</i> L., 1753	2017	<i>Lemna minor</i> L., 1753	2017
<i>Agrostis x murbeckii</i> Fouill., 1933	2017	<i>Lotus hispidus</i> Desf. ex DC., 1805	2017
<i>Baldellia repens</i> (Lam.) Ooststr. ex Lawalrée, 1973	2017	<i>Lotus pedunculatus</i> Cav., 1793	2017
<i>Bidens frondosa</i> L., 1753	2017	<i>Lycopus europaeus</i> L., 1753	2017
<i>Carex demissa</i> Vahl ex Hartm., 1808	2017	<i>Lysimachia tenella</i> L., 1753	2017
<i>Carex hirta</i> L., 1753	2017	<i>Molinia caerulea</i> subsp. <i>caerulea</i> (L.) Moench, 1794	2017
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers., 1805	2017	<i>Ornithopus perpusillus</i> L., 1753	2017
<i>Cyperus fuscus</i> L., 1753	2017	<i>Panicum dichotomiflorum</i> Michx., 1803	2017
<i>Eleocharis multicaulis</i> (Sm.) Desv., 1818	2017	<i>Persicaria lapathifolia</i> (L.) Delarbre, 1800	2017
<i>Eleocharis cf. palustris</i> (L.) Roem. & Schult., 1817	2017	<i>Pinus pinaster</i> Aiton, 1789	2017
<i>Erica scoparia</i> L., 1753	2017	<i>Populus tremula</i> L., 1753	2017
<i>Erigeron canadensis</i> L., 1753	2017	<i>Potamogeton polygonifolius</i> Pourr., 1788	2017
<i>Eupatorium cannabinum</i> L., 1753	2017	<i>Quercus robur</i> L., 1753	2017
<i>Galium cf. parisiense</i> L., 1753	2017	<i>Quercus rubra</i> L., 1753	2017
<i>Galium uliginosum</i> L., 1753	2017	<i>Ranunculus ololeucos</i> J.Lloyd, 1844	2017
<i>Gnaphalium uliginosum</i> L., 1753	2017	<i>Salix atrocinerea</i> Brot., 1804	2017
<i>Holcus lanatus</i> L., 1753	2017	<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla, 1888	2017
<i>Hydrocotyle vulgaris</i> L., 1753	2017	<i>Trifolium arvense</i> L., 1753	2017
<i>Hypochaeris radicata</i> L., 1753	2017	<i>Trifolium repens</i> L., 1753	2017
<i>Isolepis fluitans</i> (L.) R.Br., 1810	2017	<i>Typha latifolia</i> L., 1753	2017
<i>Juncus bulbosus</i> L., 1753	2017	<i>Ulex europaeus</i> L., 1753	2017
<i>Juncus effusus</i> L., 1753	2017	<i>Utricularia australis</i> R.Br., 1810	2017
<i>Juncus cf. heterophyllus</i> Dufour, 1825	2017		

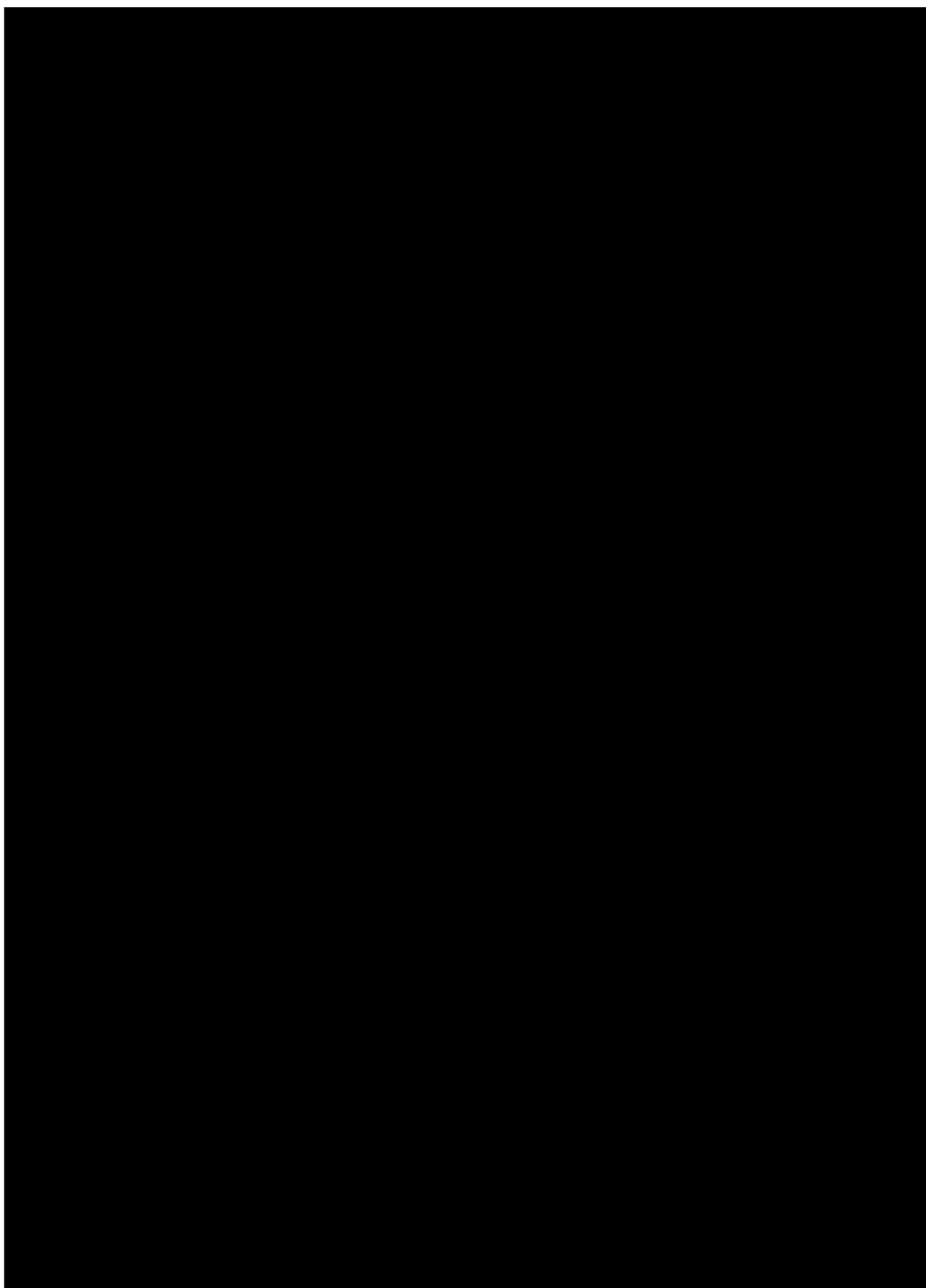
Annexe. 37. Cartes de localisation des transects de suivis odonates sur les sites validés

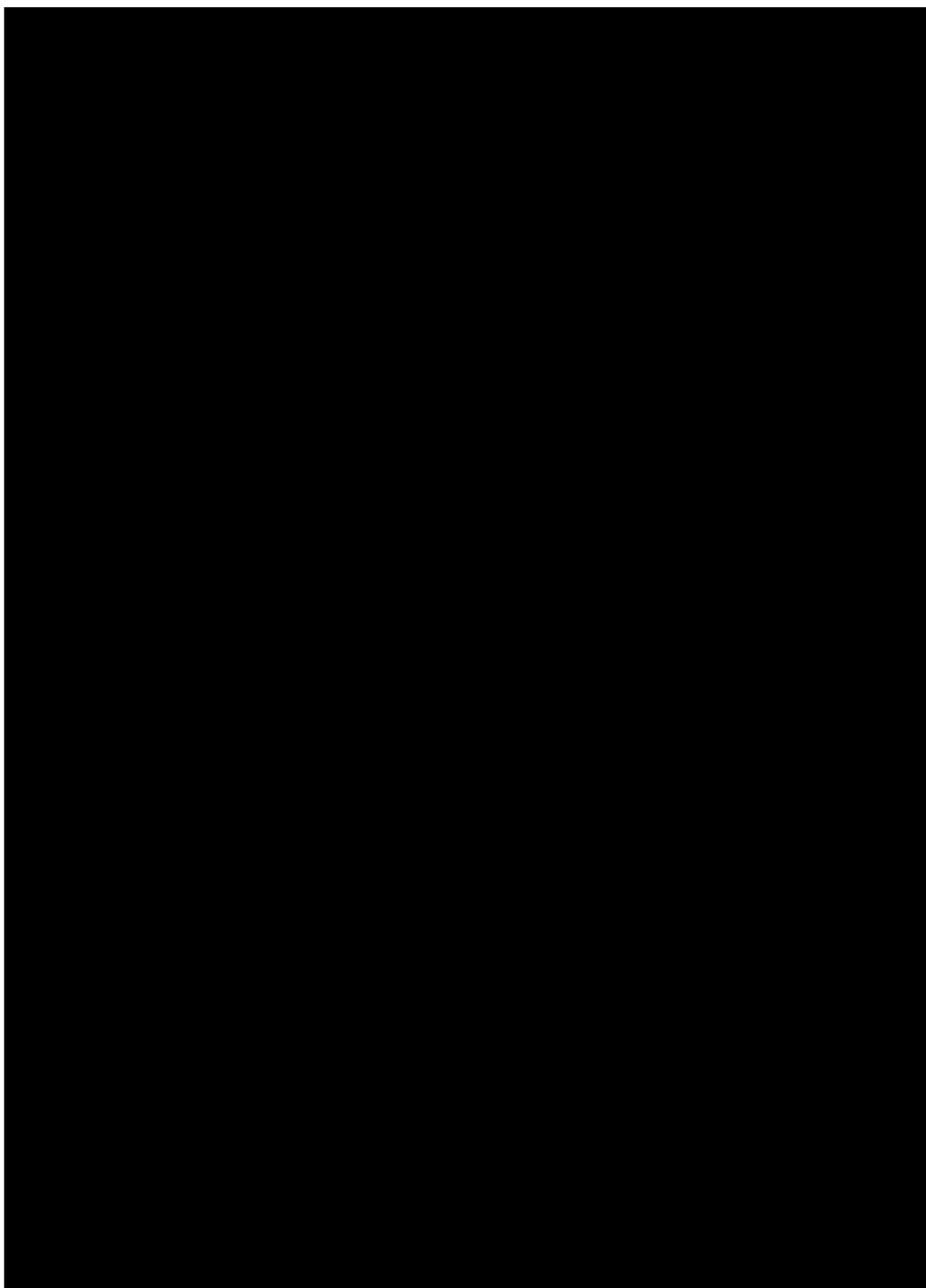


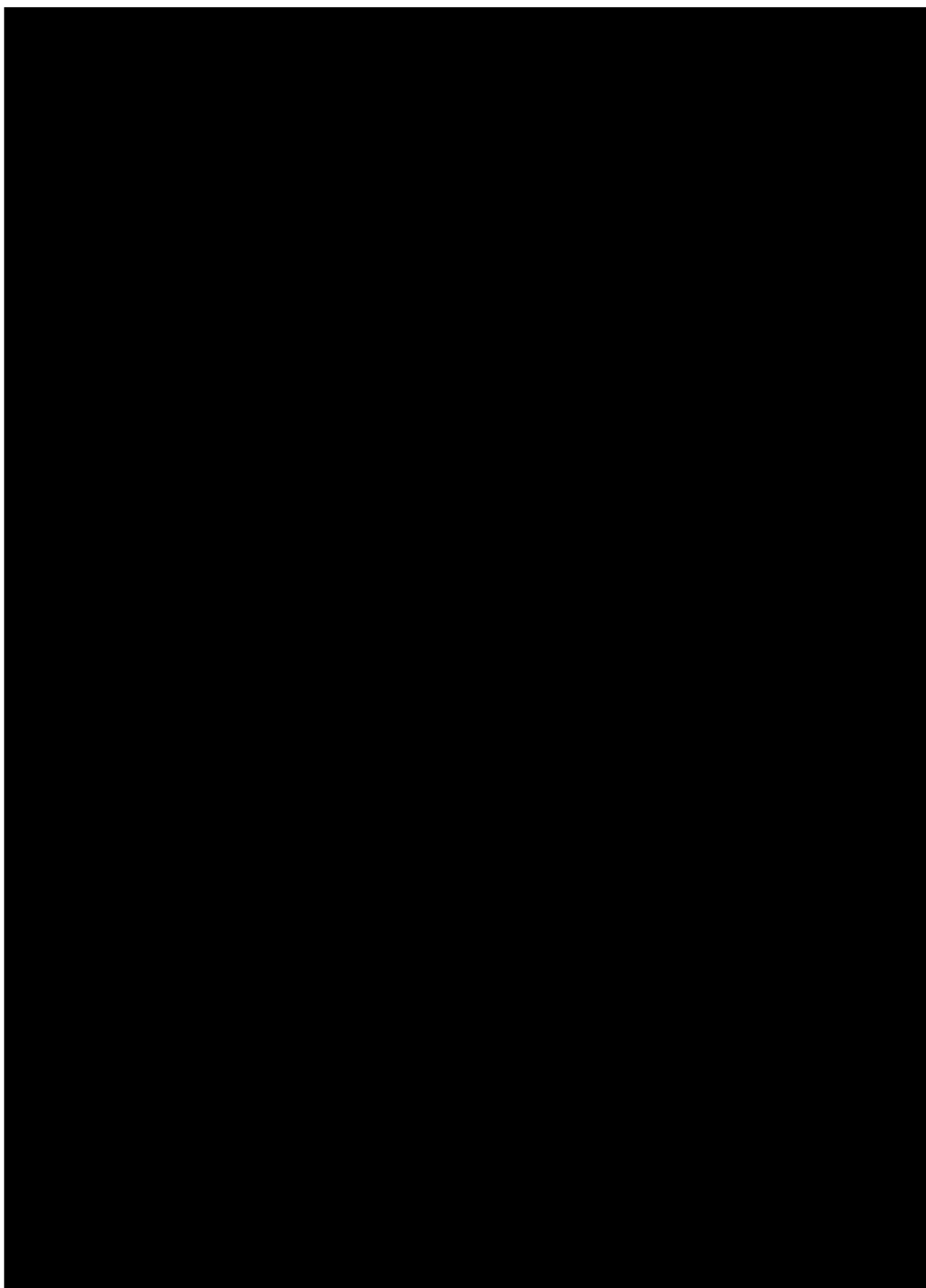


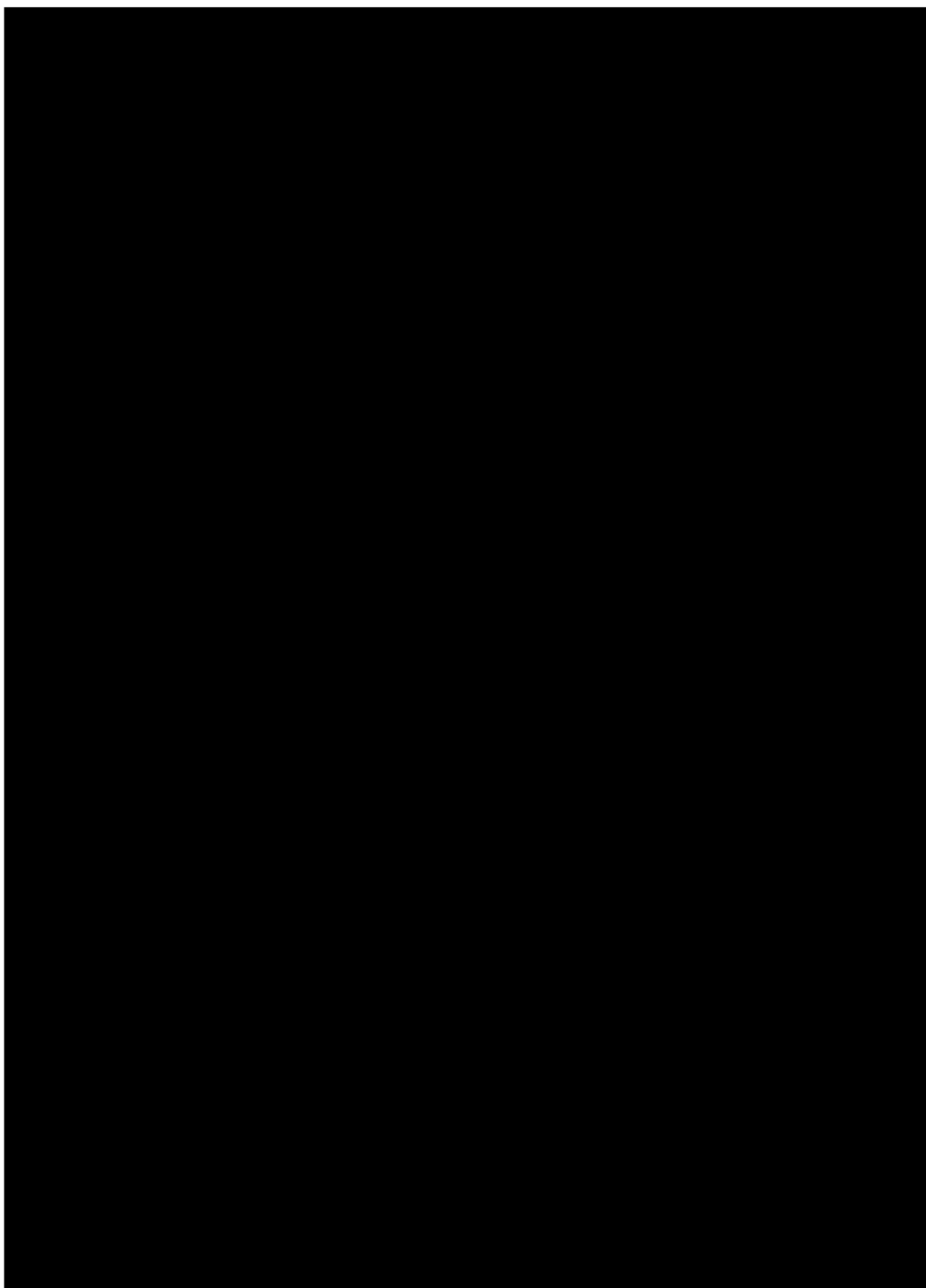


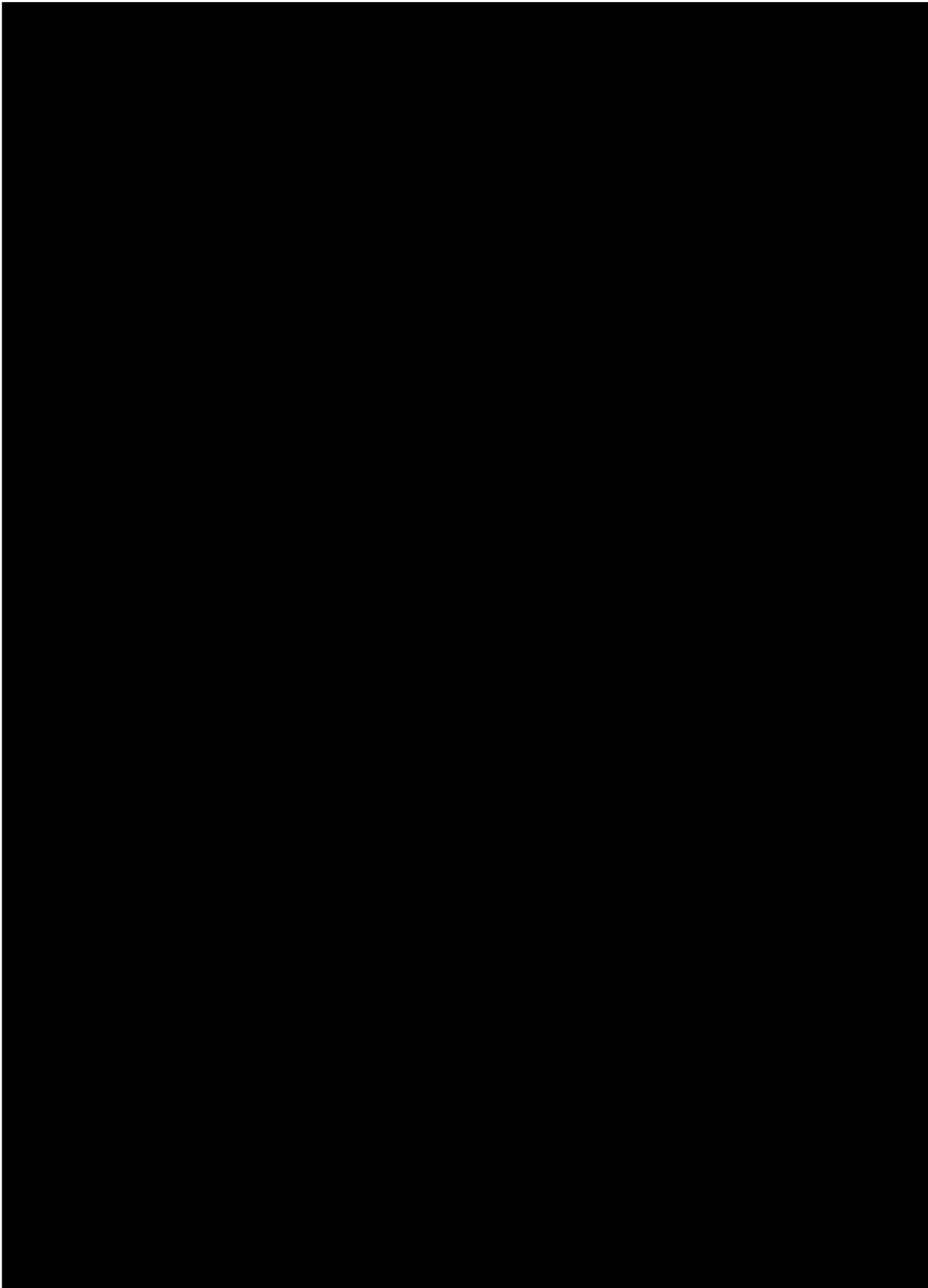


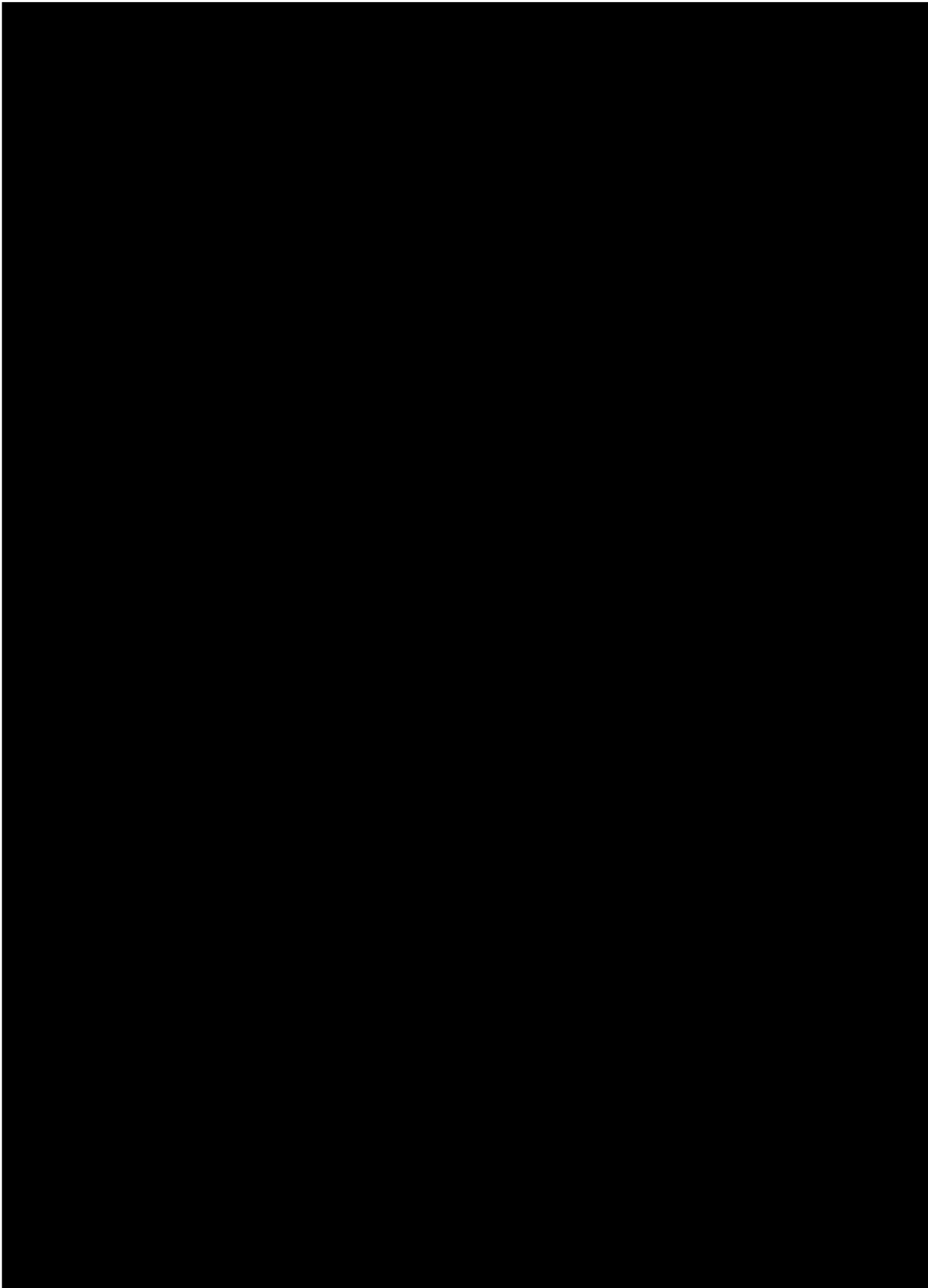




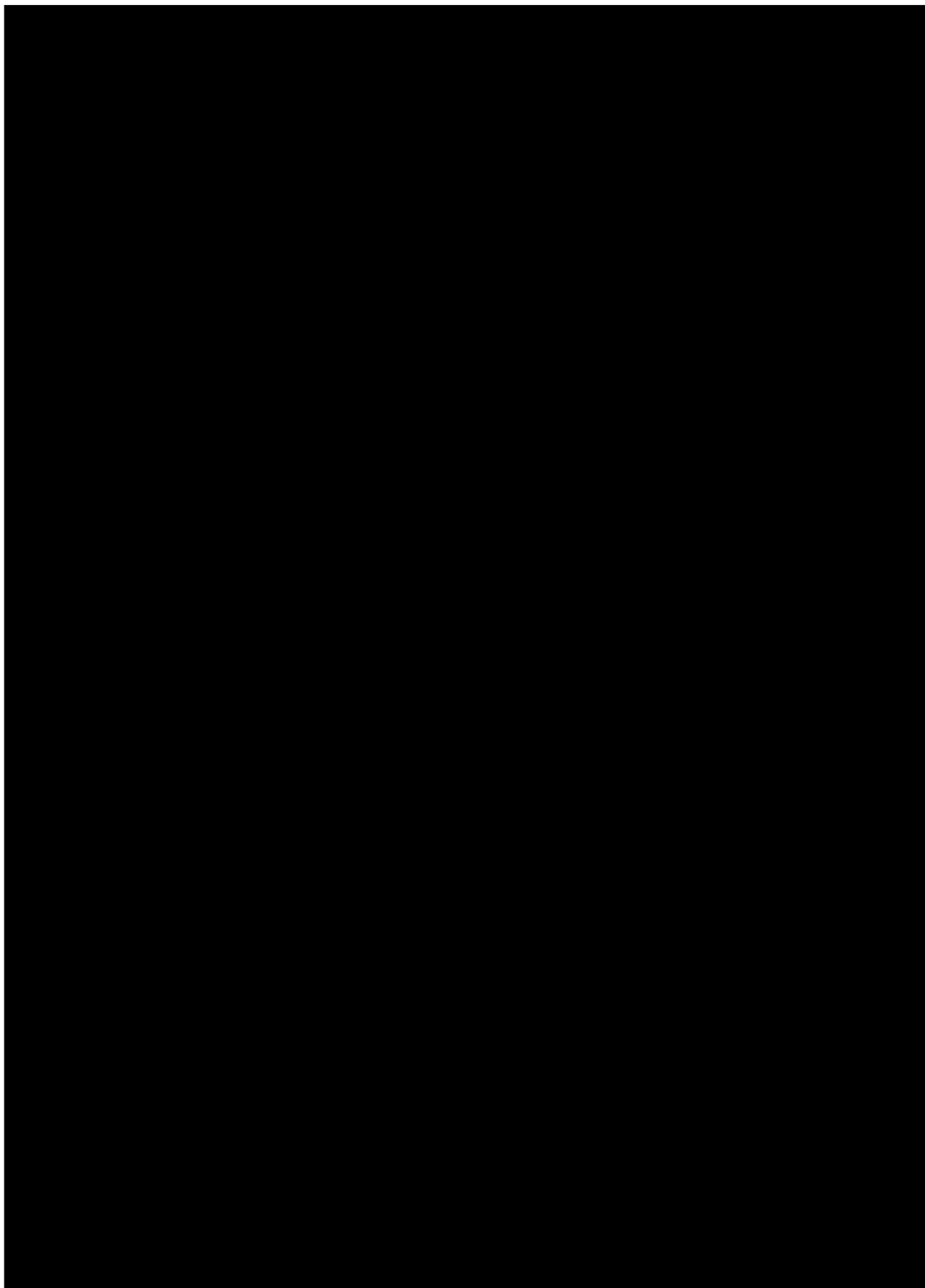


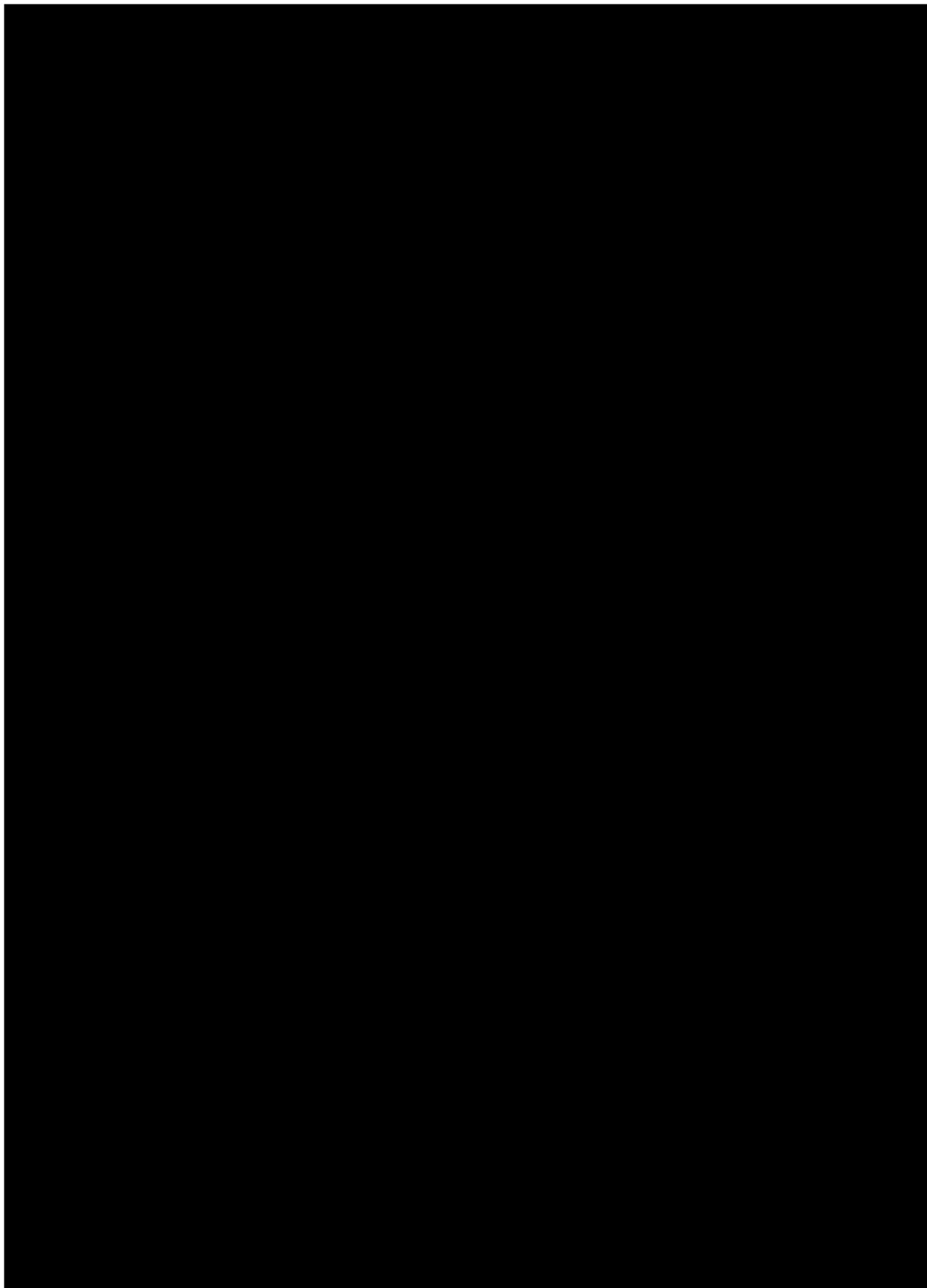


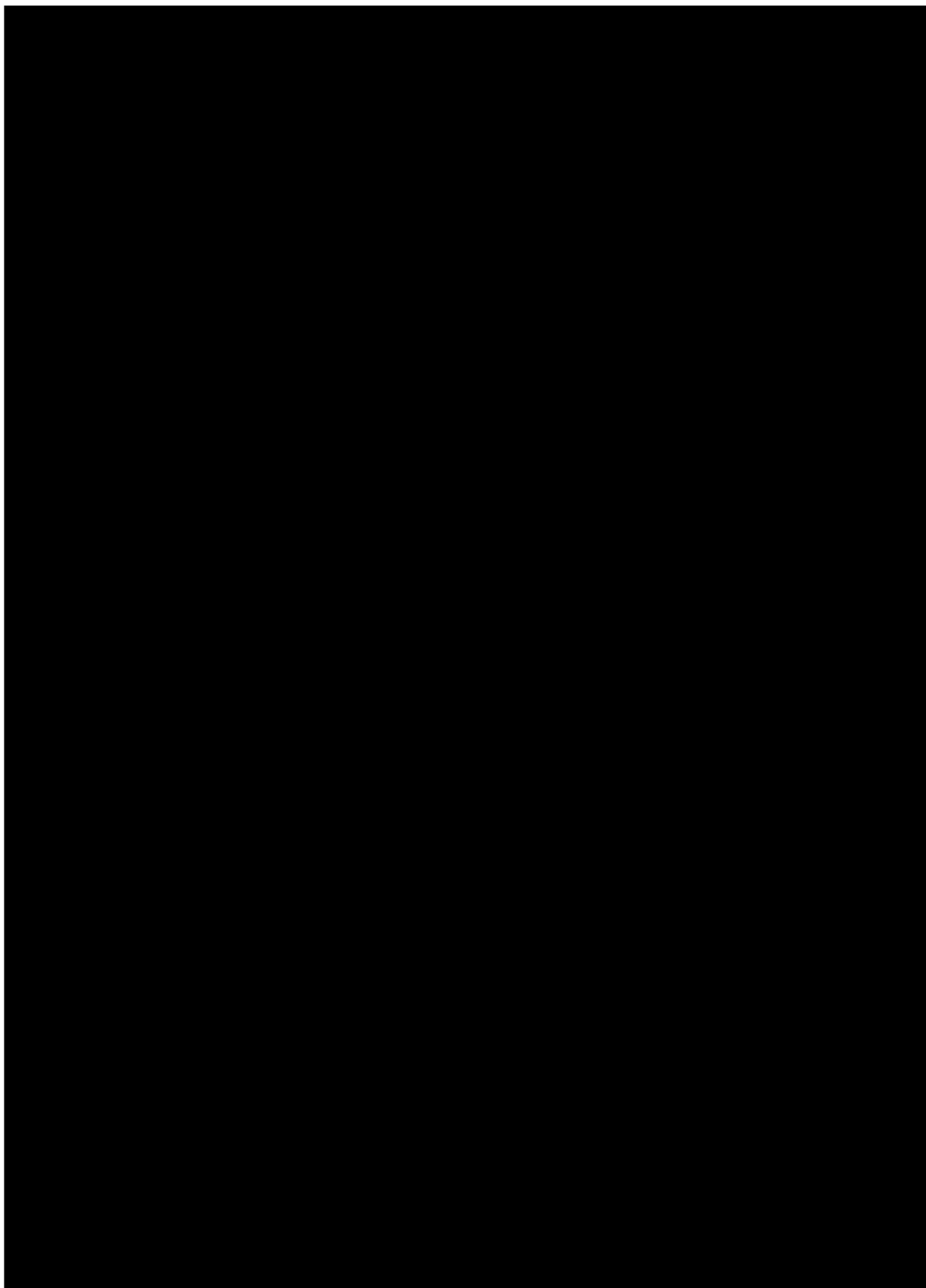


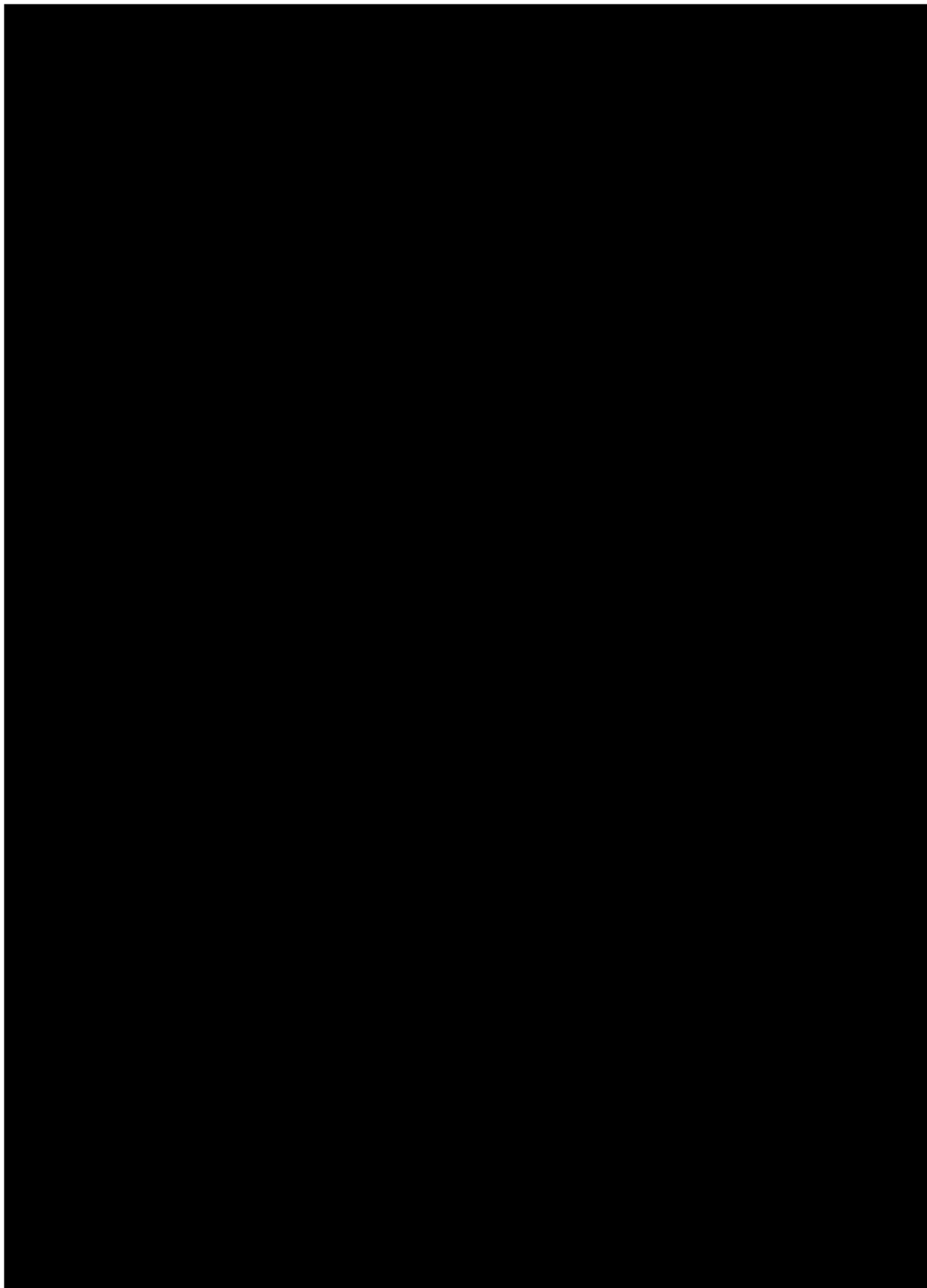


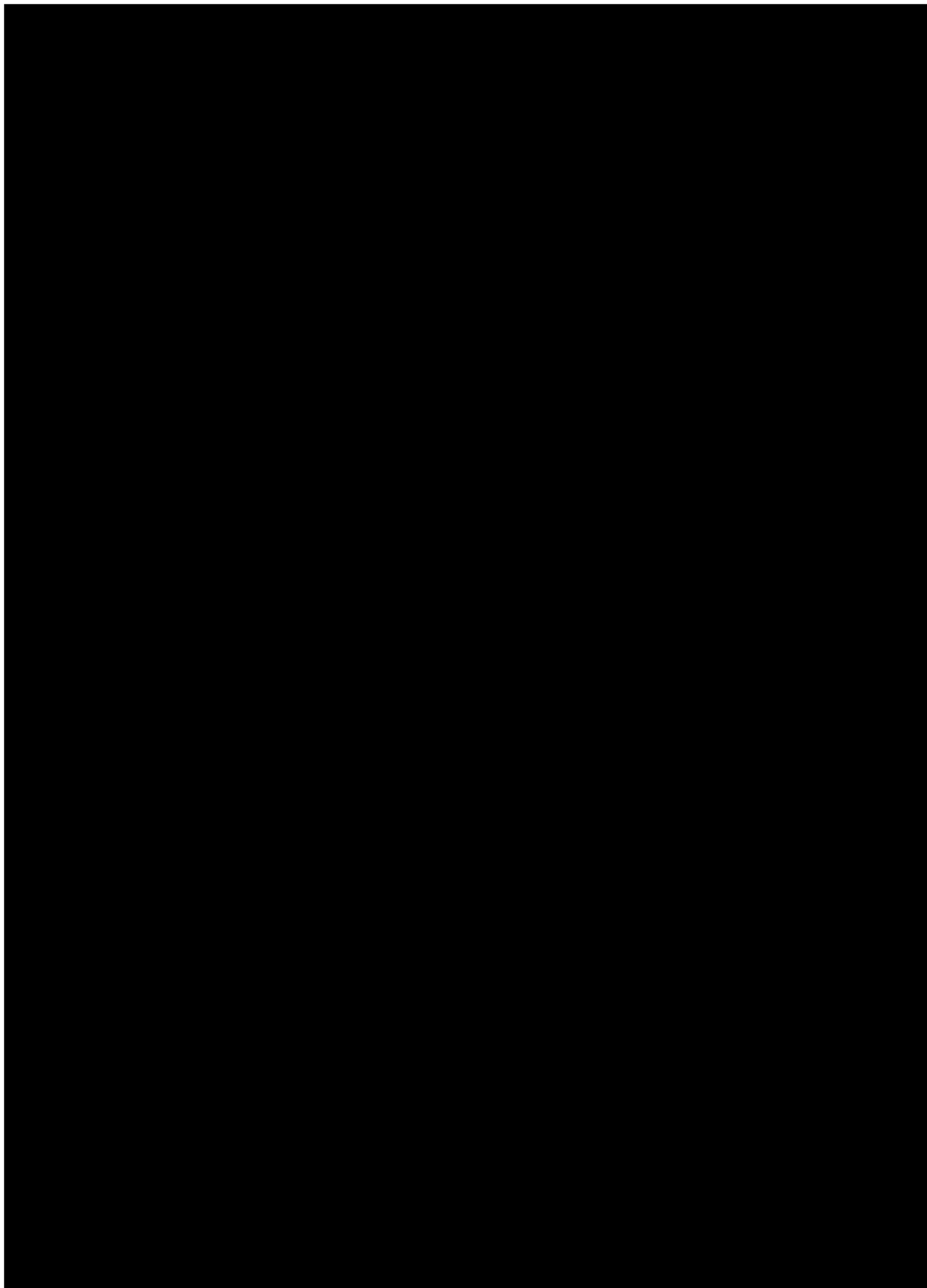
Annexe. 39. Cartographie des sites de suivi de Rainette ibérique

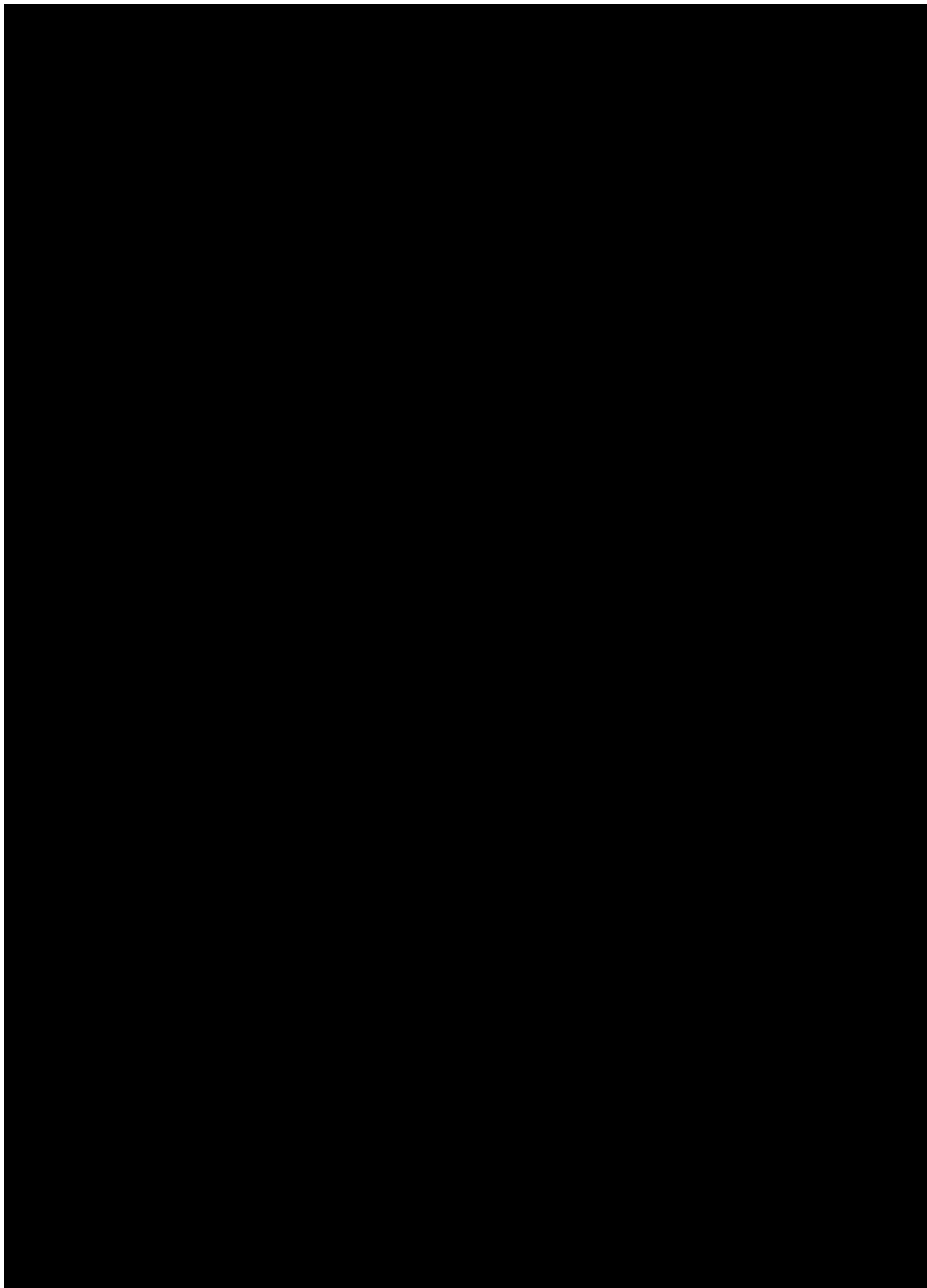


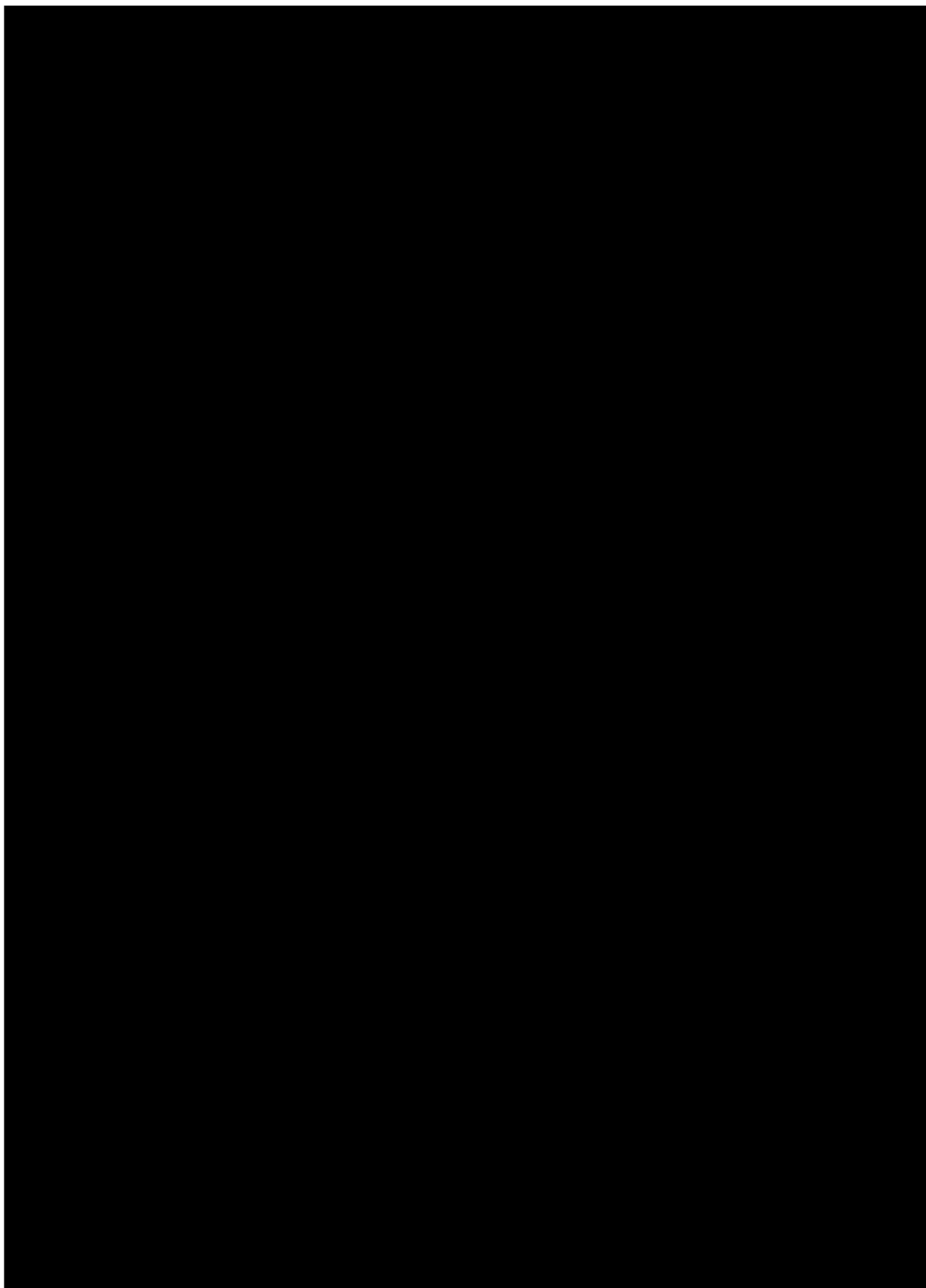


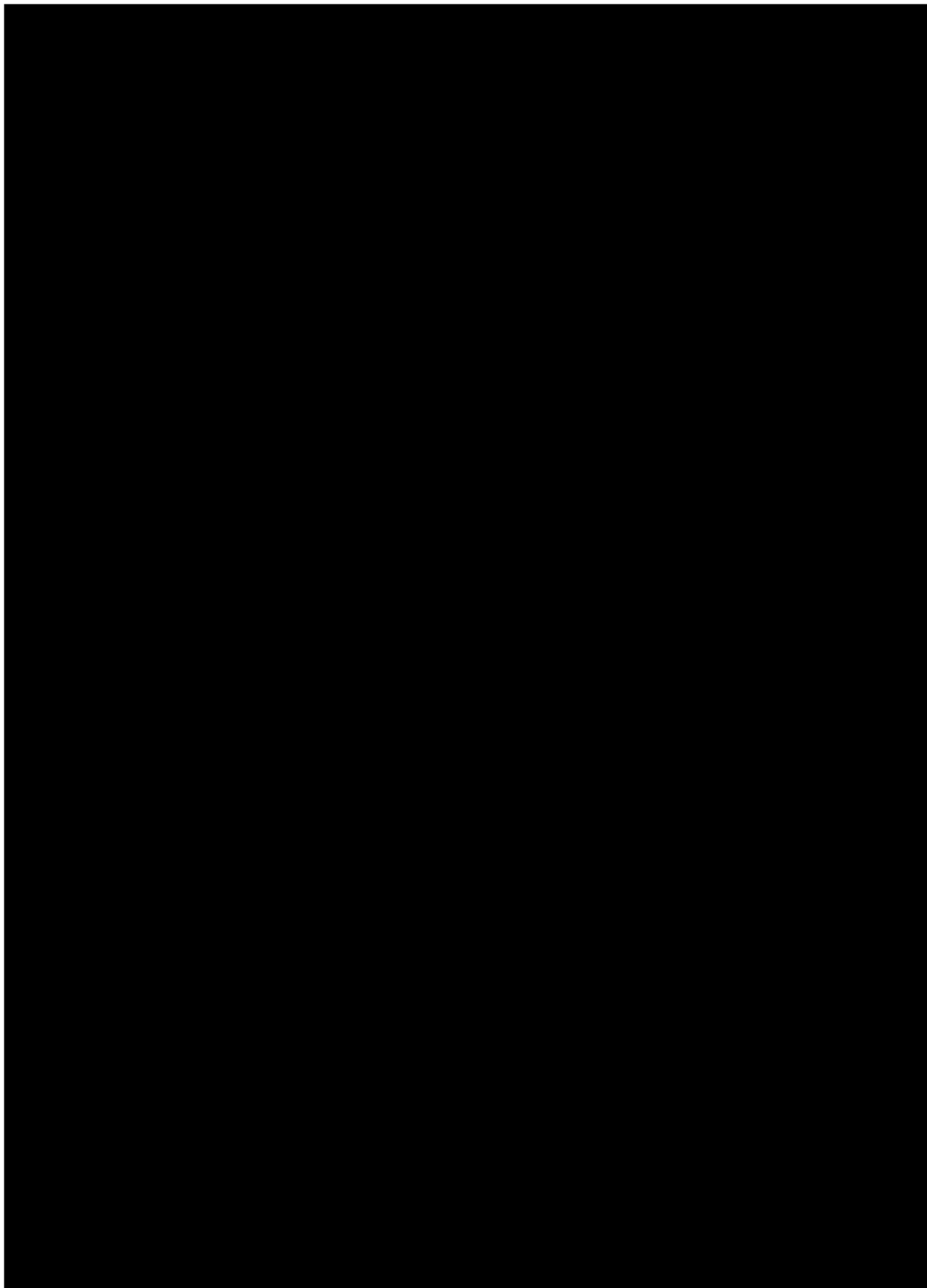


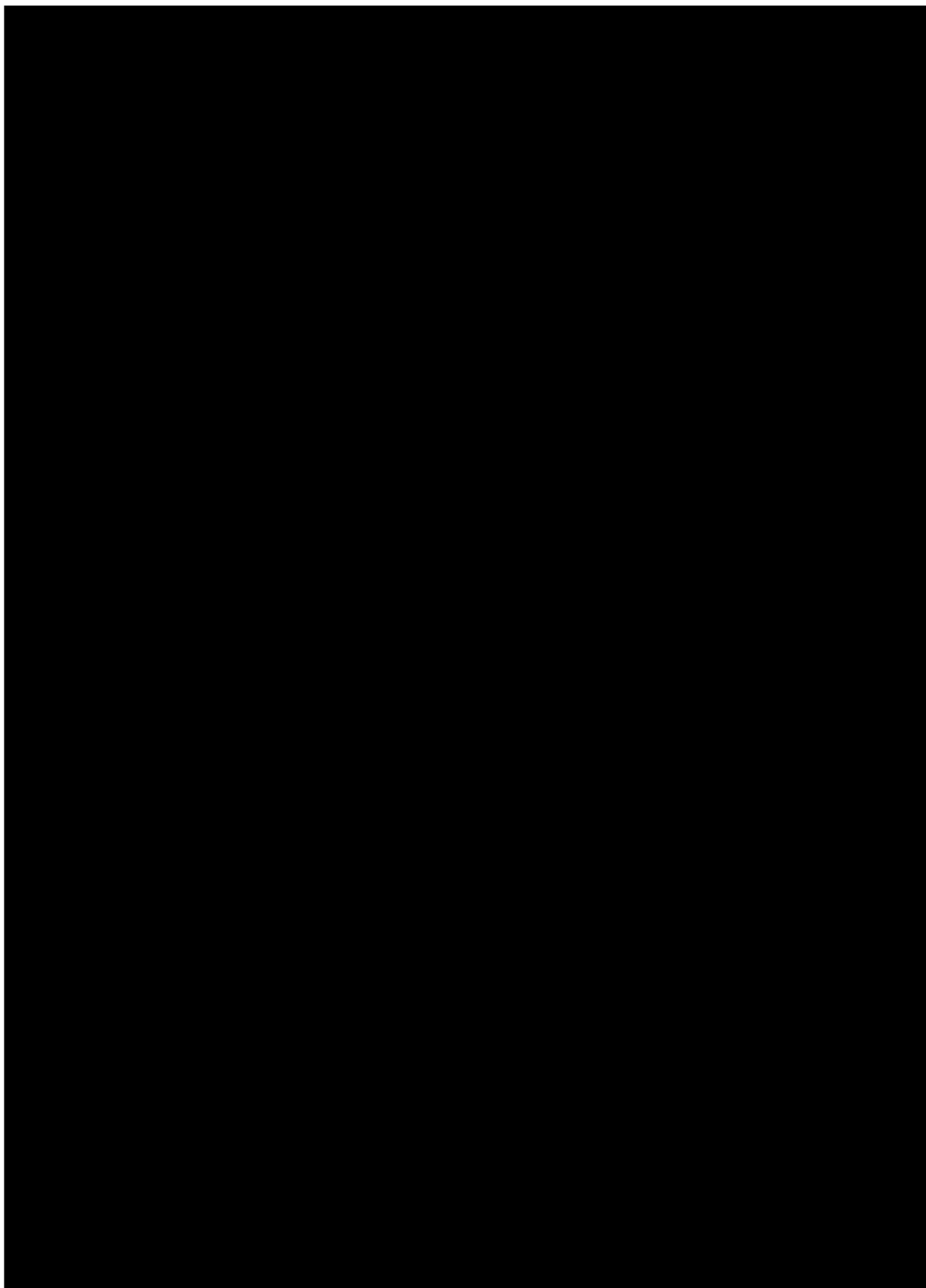


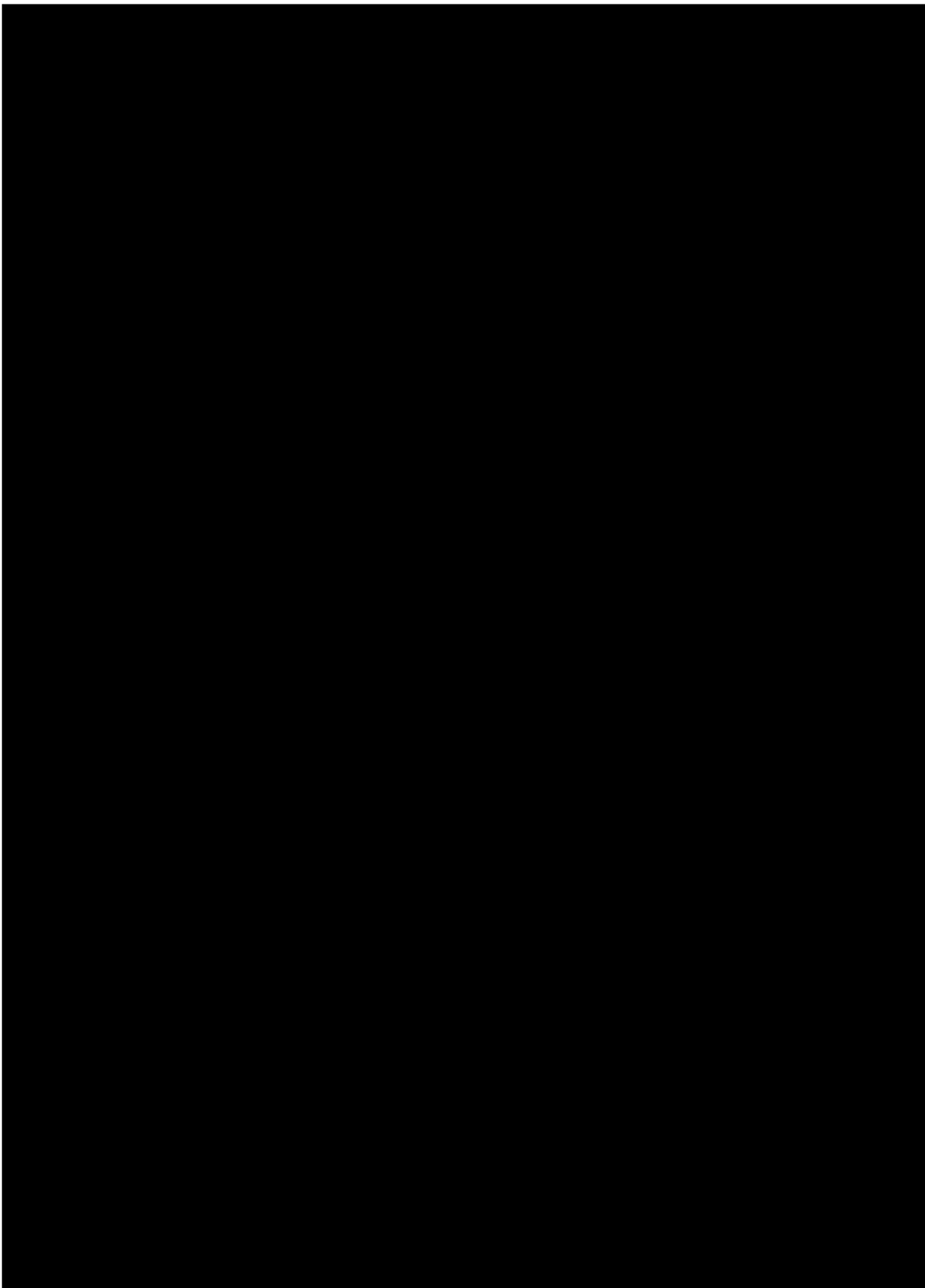














Annexe. 41. Fiche de relevés des communautés végétales des étangs arrière-littoraux (transect)

Fiche de relevé de terrain pour la méthode des transects

Etang : Code transect :

Métadonnées

Observateur(s) : Département :

Date : Commune :

Lieu-dit / site : Temps passé :

Précision géographique :

Géolocalisation

	Coordonnées GPS		Distance au repère fixe supérieur	Repère naturel 1	Distance (m)	Repère naturel 1	Distance (m)	Précision
	X	Y						
Repère fixe supérieur								
Repère fixe inférieur								
Repère temporaire 1								
Repère temporaire 2								
Repère temporaire 3								
Repère temporaire 4								

Caractéristiques et contenu du transect

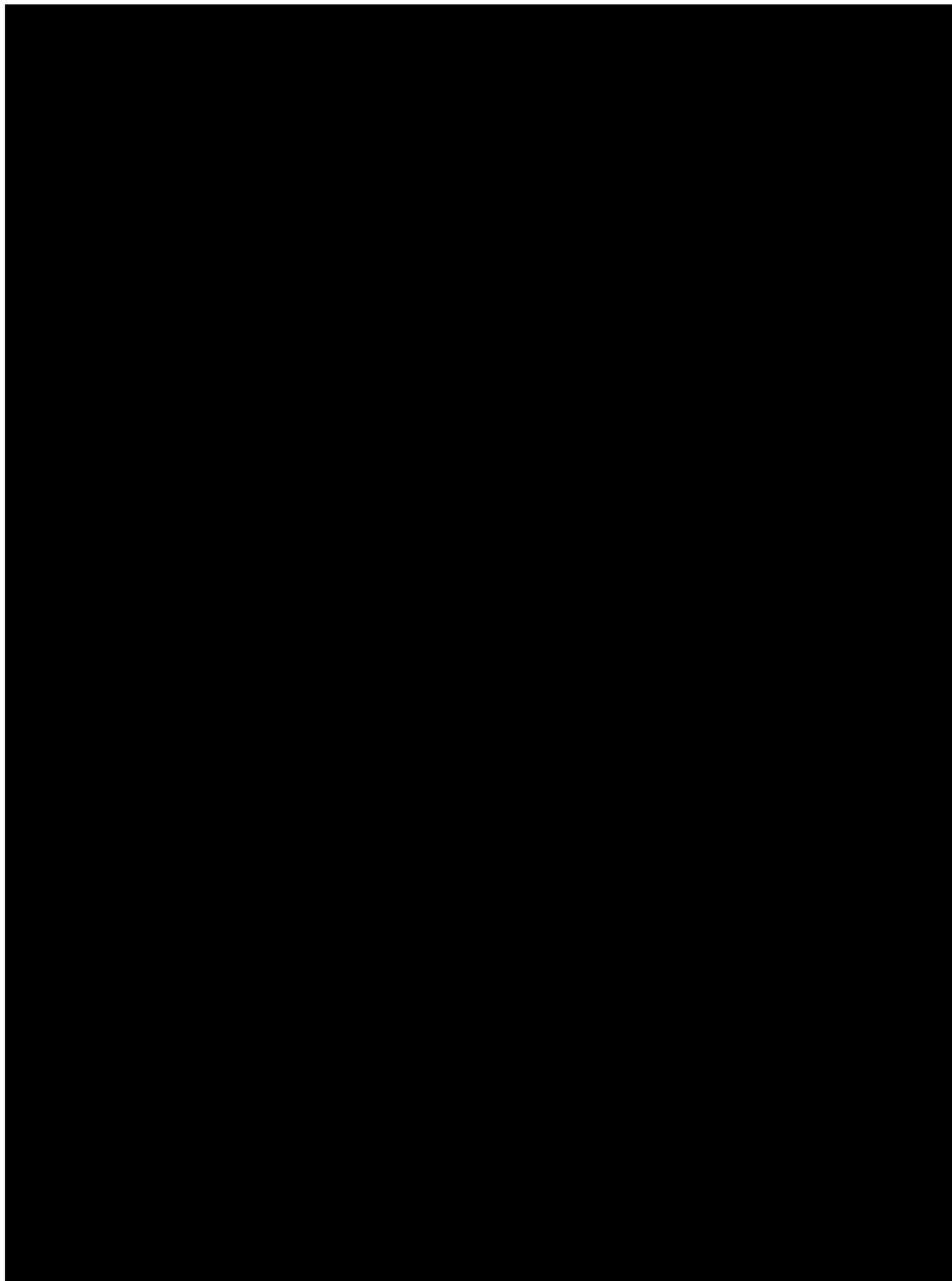
Longueur totale (m): Nombre de quadrats

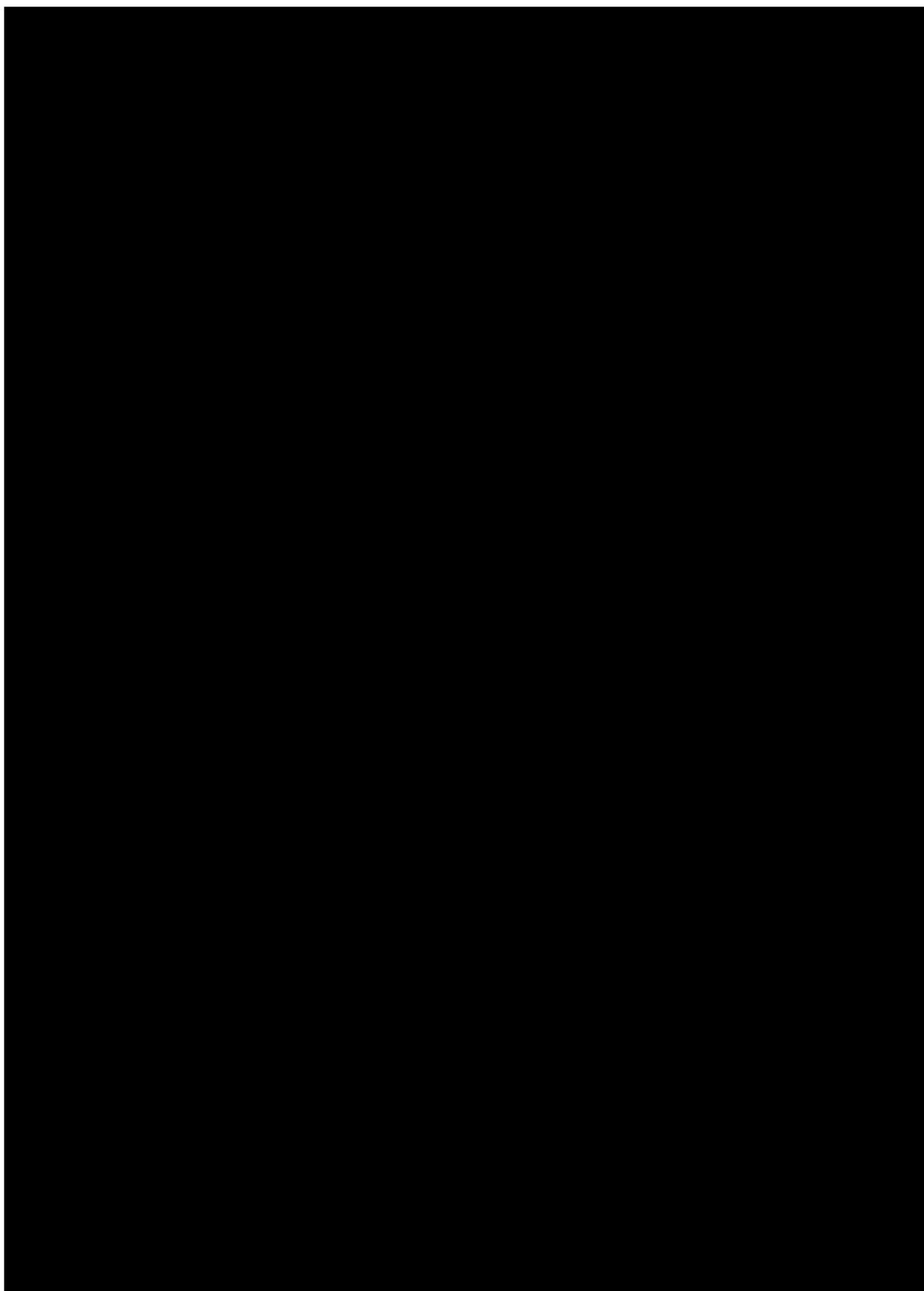
Situations atypiques non évitées :

N° communauté	Communauté végétale	Intervalle (m)	
		supérieur	inférieur
1			
2			
3			
4			
5			
6			
7			
8			
9			
10			
11			
12			
13			
14			
15			
16			

Schéma linéaire :

Annexe. 42. Situation des pièges de l'habitat zones humides dans le cadre du suivi de l'espèce Cistude d'Europe sur photographie aérienne





3

Caractéristiques et particularités :

Poids (gr) : Stade : A / J / E / I Sexe : M / F / I

Couleur des yeux : jaune / rouge / Orange / Autre

Dossière : couleur générale : MARRON / CUIVRE / NOIR / AUTRE

Présence de points et traits jaunes : OUI / NON

Plastron : couleur générale : NOIR / ORANGE / JAUNE / AUTRE

présence ou non de tâches et points : NON / QQ/ MOY / BCP

Motifs du corps : répartition/densité des points et traits jaunes : NON / QQ/ MOY / BCP

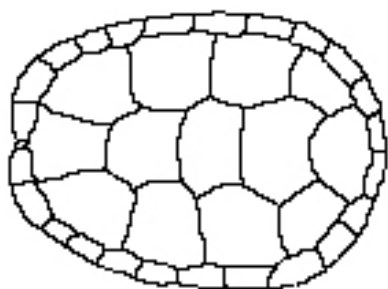
Prise de sang : OUI / NON

Signes particuliers : (remplir les schémas ci-dessous).....

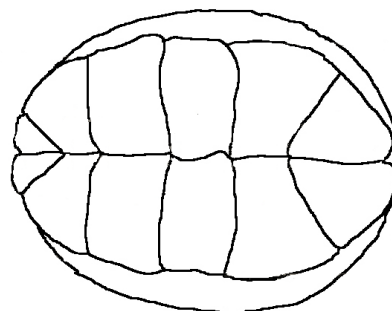
.....

.....

avant



Dossière



arrière

Plastron

Autres remarques :

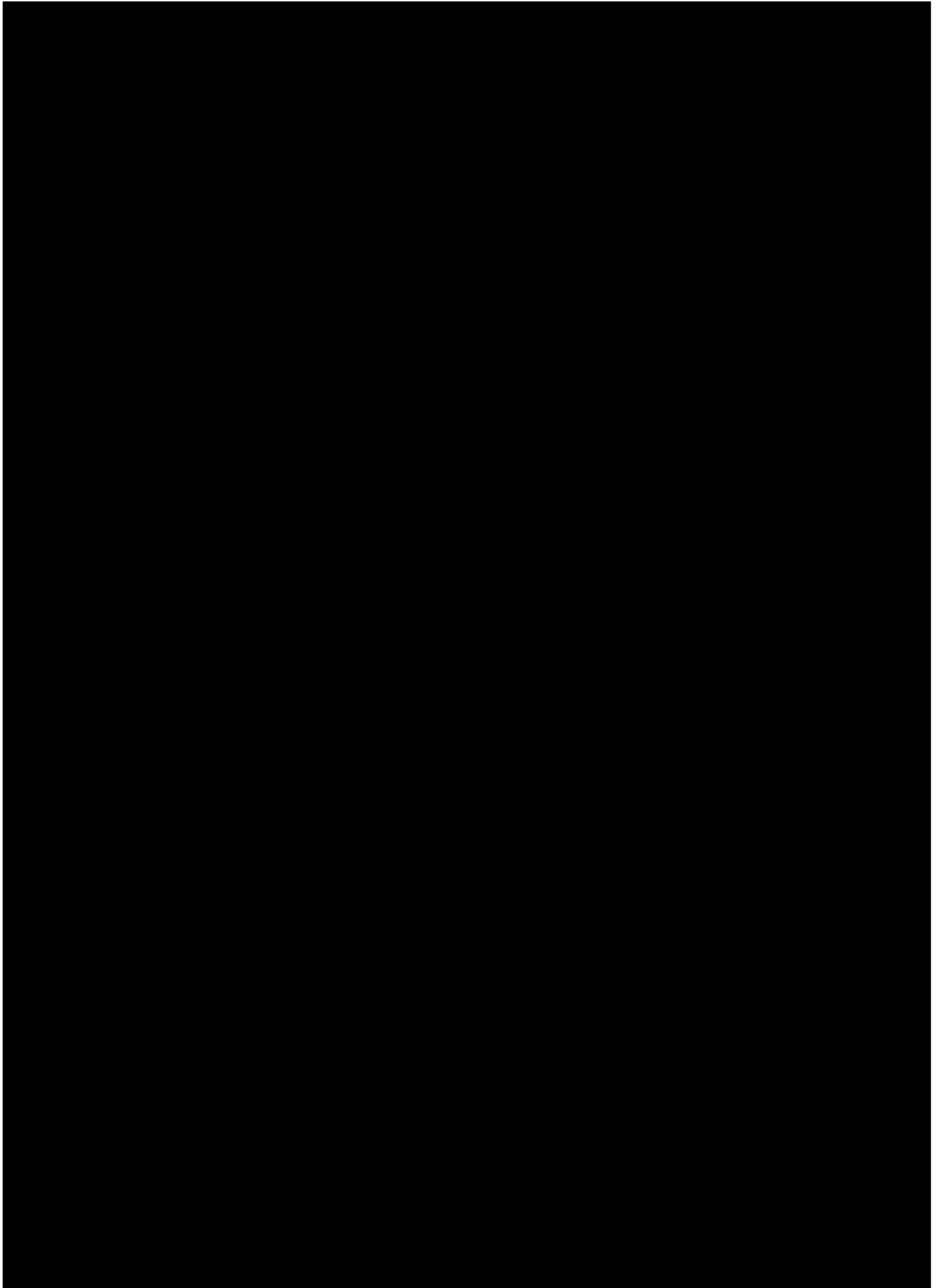
.....

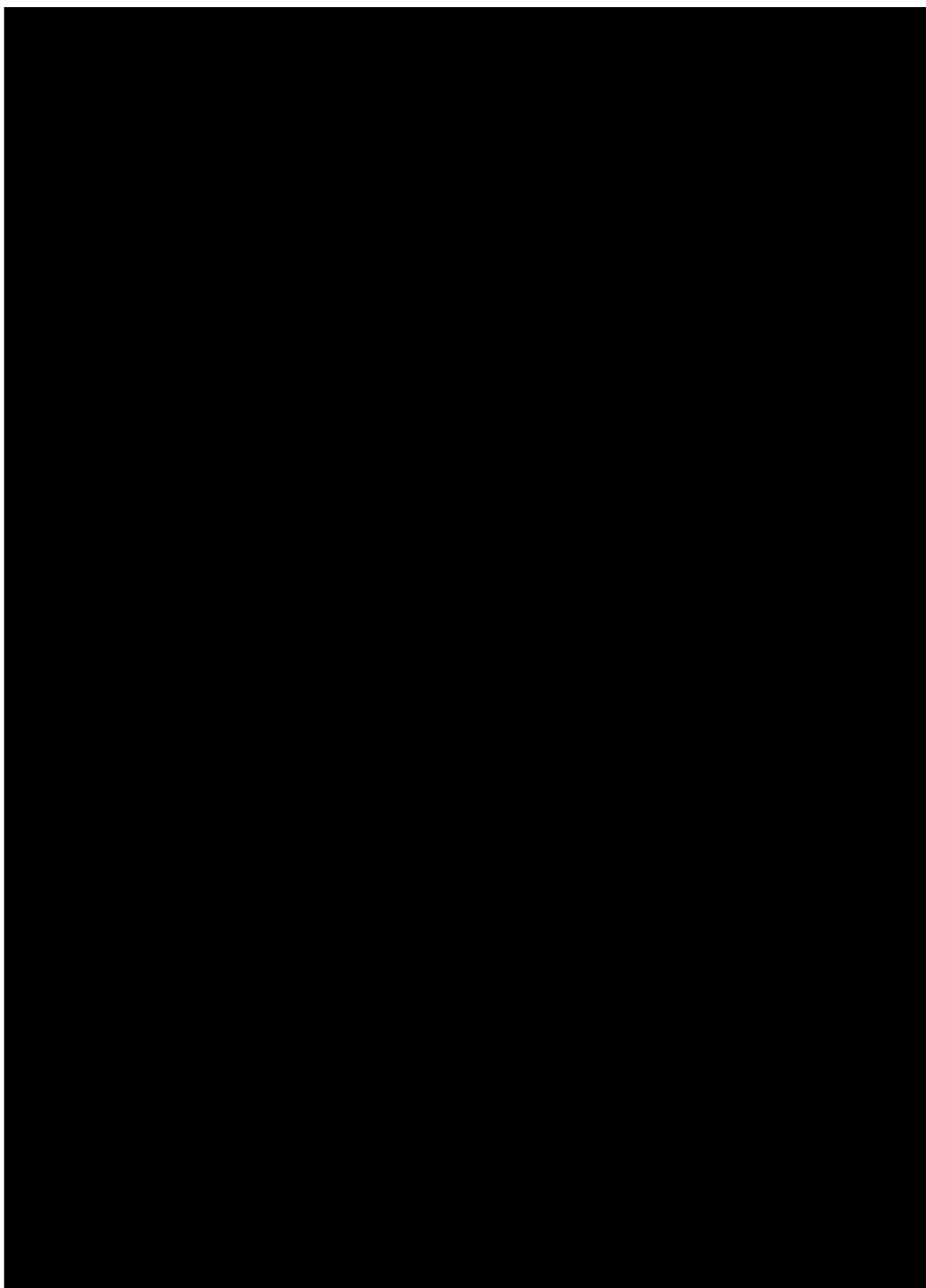
.....

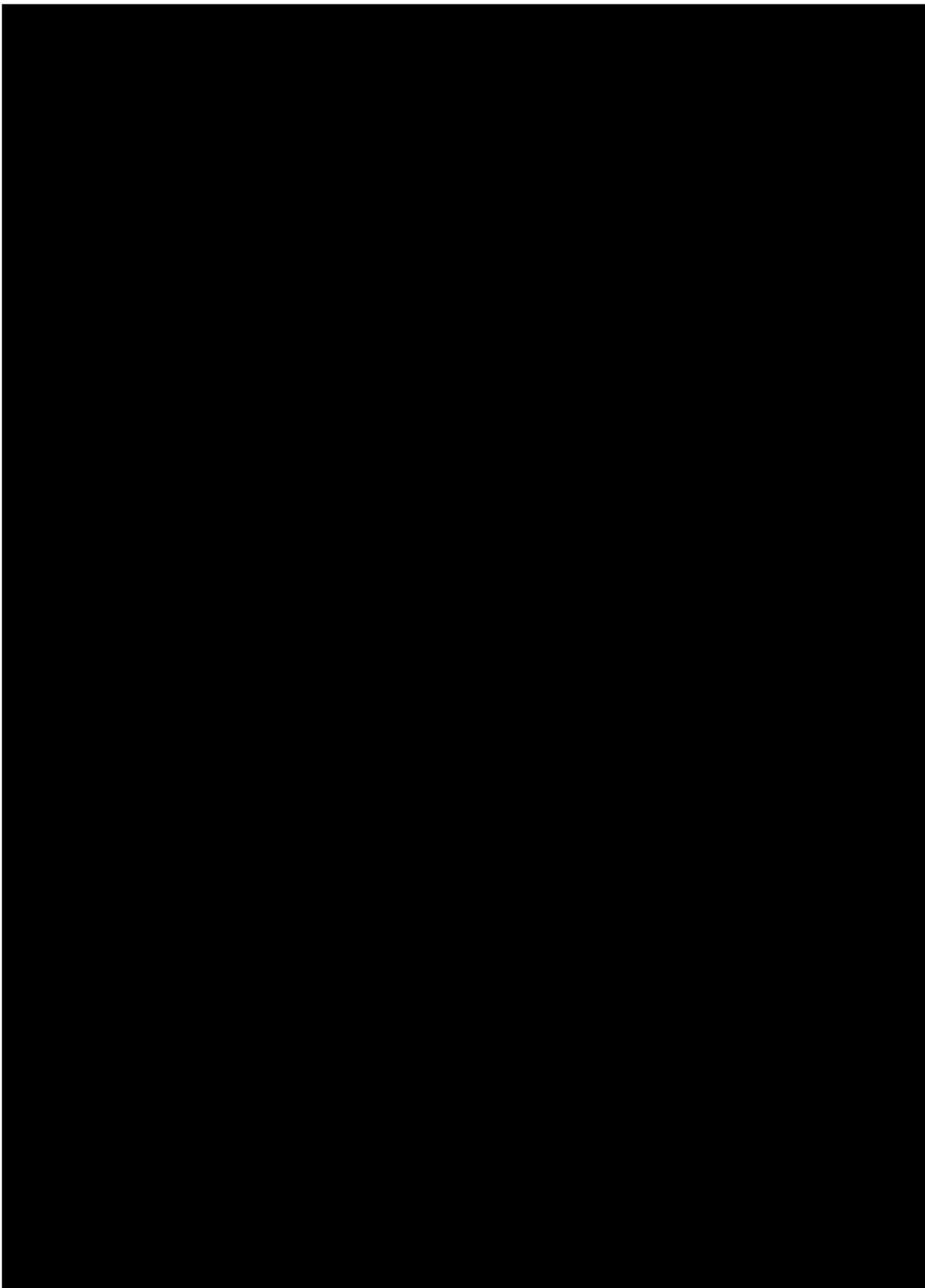
.....

N'OUBLIEZ PAS LES PHOTOS DE LA DOSSIERE ET DU PLASTRON

Annexe. 44. Cartes de localisation des dispositifs de suivi de forêt à Hêtre









Fiche descriptive des sites de Midi-Pyrénées abritant potentiellement des vieilles forêts (hors Pyrénées)

PLACETTE	N°* :	Altitude : m	Exposition :	Masque* : °
N° de point GPS*		Coordonnées* : référentiel : ; X : ; Y :		
Bioclimat* Collinéen inférieur <input type="checkbox"/> moyen <input type="checkbox"/> supérieur <input type="checkbox"/> Montagnard inférieur <input type="checkbox"/> moyen <input type="checkbox"/> supérieur <input type="checkbox"/>				
Surface ha		Pente* %		Note IBP Milieux rocheux
Milieux rocheux* Barre Omb – Barre Non Omb – Eboulis – Bloc – Dalle – Lapias – %				
Roche* : granite – gneiss – micaschiste – schiste – calcaire – autre :				
Station* (à positionner dans l'écogramme ci-contre)		Code DH*		
Habitat*		Code Pal. Class.*		
Recouvrement global de la strate arborescente* (> 7 m) : %		Note IBP Stratification		C - M Autres
Str. arborescente* haute (>20 m) > 10% <input type="checkbox"/> basse (7-20 m) > 10% <input type="checkbox"/>		Ø		Gros Bois (GB) 40 – 70
Strate arbustive (< 7m) > 10% <input type="checkbox"/> Strate herbacée > 10% <input type="checkbox"/>		seuil		Très Gros Bois (TGB) 70 – 100
Parties occupées par les milieux ouverts * : % - Note IBP		(cm)		Tr. Tr. Gros Bois (TTGB) > 100
ARBRES	Espèces de maturation présentes et sylvofaciés* :			
	Espèce(s) attendue(s) : – rapport présentes/attendues : %			
	Autres espèces observées :			
		Note IBP Essences :		
DENDRO MICRO HABITATS*	Cavités vides de tronc (H > 0,50 m, Ø > 3 cm) <input type="checkbox"/> de pied, à fond dur (H < 0,50 m, Ø > 10 cm) <input type="checkbox"/>			
	Plages de bois sans écorce, non carié (stade de saproxylation 1 ou 2), de surface > 600 cm ² (format A4) <input type="checkbox"/>			
	Cavités à terreau / bois carié (Ø > 10 cm) de tronc (H > 0,50 m) <input type="checkbox"/> de pied (H < 0,50 m) <input type="checkbox"/>			
	Dendrotelmes (Ø > 10 cm) à fond dur <input type="checkbox"/> à fond carié <input type="checkbox"/>			
	Note IBP Dendro micro habitats sur arbres vivants :			
	Fentes et écorces décollées sur tronc à plus de 1 m du sol (1 cm < largeur < 5 cm ; profondeur > 5 cm) <input type="checkbox"/>			
	Sporophores de champignons (vol. > 1 œuf) sur bois vivant <input type="checkbox"/> sur bois mort debout <input type="checkbox"/> au sol <input type="checkbox"/>			
	Coulées de sève actives (L > 10 cm) <input type="checkbox"/> Charpentière ou cime récemment brisée (Ø > 20 cm) <input type="checkbox"/>			
	Bois mort dans le houppier (> 20% du volume vivant) ou grosse branche morte (Ø > 10 cm ; L > 1 m) <input type="checkbox"/>			
	Lianes (> 1/3 du tronc) ou gui (> 1/3 du houppier) <input type="checkbox"/> Accumulation de débris ligneux et/ou de litière <input type="checkbox"/>			
Nombre total d'arbres porteurs de dendromicrohabitats :				
DIVERSITÉ	Diversité des stades . du bois mort debout : 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/>			
	de saproxylation* . du bois mort au sol : 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/>			
D Y N A M I Q U E	Nb vivants Ø > : Fs Qx Nb vivants Ø > : Fs Qx			
	Nb vivants Ø > : Fs Qx Espèce et Ø du plus gros Note IBP ...			
	Nb morts sur pied* : Ø > 30 Ø > 40 Espèce et Ø du plus gros Note IBP ...			
	Nb morts au sol* : Ø > 30 Ø > 40 Espèce et Ø du plus gros Note IBP ...			
	Phase sylvigénétique* initiale <input type="checkbox"/> optimale <input type="checkbox"/> terminale <input type="checkbox"/> de déclin <input type="checkbox"/> de régénération <input type="checkbox"/>			
Ancienneté de l'état boisé* : carte d'Etat Major oui <input type="checkbox"/> non <input type="checkbox"/> proche <input type="checkbox"/> Note IBP ancienneté				
USAGES PASSES	Agro-pastoral <input type="checkbox"/> - Traces terrain <input type="checkbox"/> - Archives <input type="checkbox"/> - Intensité fff . ff . f - Date de fin/Période			
	Pastoral <input type="checkbox"/> - Traces terrain <input type="checkbox"/> - Archives <input type="checkbox"/> - Intensité fff . ff . f - Date de fin/Période			
	Charbonnage <input type="checkbox"/> - Traces terrain <input type="checkbox"/> - Archives <input type="checkbox"/> - Intensité fff . ff . f - Date de fin/Période			
	Exploitation <input type="checkbox"/> - Traces terrain <input type="checkbox"/> - Archives <input type="checkbox"/> - Intensité fff . ff . f - Date de fin/Période			
Stades de saproxylation des souches* : 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/>				
MENACES	Freins à l'exploitation : distance à la voirie km - ressaut/falaise - instabilité - pente - lapias - talweg			
	difficultés de câblage Milieux aquatiques* ruisseau - source - suintement - bourbier Note IBP			
PROTECTIONS	Statut : Zone Cœur de PN - RNN - RNR - RBI - APPB - Zone d'adhésion PN - Site Natura 2000 - RBD - PNR			
	ZNIEFF / ZICO - Forêt classée - Grand Site - Aucun statut - Site touristique IBP gestion contexte			

Fiche descriptive des sites de Midi-Pyrénées abritant potentiellement des vieilles forêts (hors Pyrénées)

Département	Commune	Date/...../20.....	Rédacteurs
N° ID_BD*	N° dalle*	Nom du site	Surface du site* ha
Propriété du site* : Domaniale <input type="checkbox"/> Communale ... relevant du RF <input type="checkbox"/> ... ne relevant pas du RF <input type="checkbox"/> Syndicale <input type="checkbox"/> Privée <input type="checkbox"/>			
Exposition globale du site : NW à NE - SE à SW - W - E		Appareil photo	N° de photos de à
<i>Dessiner sur la carte 1/25 000 les contours du site et situer la placette échantillonnée. Joindre l'extrait à la fiche.</i>			
Parties du site occupées par* : falaises ou barres rocheuses : O / N éboulis : O / N lapiaz : O / N			
Parties du site soumises à perturbations naturelles* : chablis/volis : O / N - autre :			
Phases sylvigénétiques* initiale <input type="checkbox"/> optimale <input type="checkbox"/> terminale <input type="checkbox"/> de déclin <input type="checkbox"/> de régénération <input type="checkbox"/>			

Points GPS permettant de tracer l'enveloppe du site * et autres points remarquables

N°	Caractéristiques	N°	Caractéristiques

Espèces remarquables observées :

.....

.....

Espèces remarquables potentielles* :

.....

.....

COMMENTAIRES

Sur le site* :

.....

.....

.....

Sur la placette* :

.....

.....

.....

Sur les sites potentiels visibles en proximité* :

.....

.....

.....

Annexe. 46. Flore recensée sur les sites de suivi de forêts à hêtre

Hêtraie du Ciron

Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation
<i>Acer campestre</i> L., 1753	2017	<i>Ligustrum vulgare</i> L., 1753	2017
<i>Alliaria petiolata</i> (M.Bieb.) Cavara & Grande, 1913	2017	<i>Lonicera periclymenum</i> L., 1753	2017
<i>Arum italicum</i> Mill., 1768	2017	<i>Lonicera xylosteum</i> L., 1753	2017
<i>Brachypodium rupestre</i> (Host) Roem. & Schult., 1817	2017	<i>Melica uniflora</i> Retz., 1779	2017
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Huds.) P.Beauv., 1812	2017	<i>Mercurialis perennis</i> L., 1753	2017
<i>Bromopsis ramosa</i> (Huds.) Holub, 1973	2017	<i>Picea</i> A.Dietr., 1824	2017
<i>Carex digitata</i> L., 1753	2017	<i>Pinus pinaster</i> Aiton, 1789	2017
<i>Carex flacca</i> Schreb., 1771	2017	<i>Primula veris</i> L., 1753	2017
<i>Carpinus betulus</i> L., 1753	2016	<i>Primula vulgaris</i> Huds., 1762	2016
<i>Clematis vitalba</i> L., 1753	2017	<i>Prunus avium</i> (L.) L., 1755	2016
<i>Convallaria majalis</i> L., 1753	2017	<i>Quercus robur</i> L., 1753	2017
<i>Cornus sanguinea</i> L., 1753	2016	<i>Rhamnus cathartica</i> L., 1753	2017
<i>Corylus avellana</i> L., 1753	2017	<i>Robinia pseudoacacia</i> L., 1753	2017
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq., 1775	2017	<i>Rosa sempervirens</i> L., 1753	2017
<i>Eupatorium cannabinum</i> L., 1753	2016	<i>Rubia peregrina</i> L., 1753	2017
<i>Euphorbia amygdaloides</i> L., 1753	2017	<i>Ruscus aculeatus</i> L., 1753	2017
<i>Euphorbia dulcis</i> L., 1753	2017	<i>Sorbus domestica</i> L., 1753	2017
<i>Euphorbia illirica</i> Lam., 1788	2017	<i>Sorbus torminalis</i> (L.) Crantz, 1763	2017
<i>Fagus sylvatica</i> L., 1753	2017	<i>Dioscorea communis</i> (L.) Caddick & Wilkin, 2002	2017
<i>Fragaria vesca</i> L., 1753	2016	<i>Tilia cordata</i> Mill., 1768	2017
<i>Glechoma hederacea</i> L., 1753	2016	<i>Viola hirta</i> L., 1753	2017
<i>Hedera helix</i> L., 1753	2017	<i>Viola reichenbachiana</i> Jord. ex Boreau, 1857	2017
<i>Helleborus foetidus</i> L., 1753	2017	<i>Viola riviniana</i> Rchb., 1823	2016
<i>Ilex aquifolium</i> L., 1753	2016	<i>Viscum album</i> L., 1753	2016
<i>Iris foetidissima</i> L., 1753	2017	<i>Vitis vinifera</i> L., 1753	2017



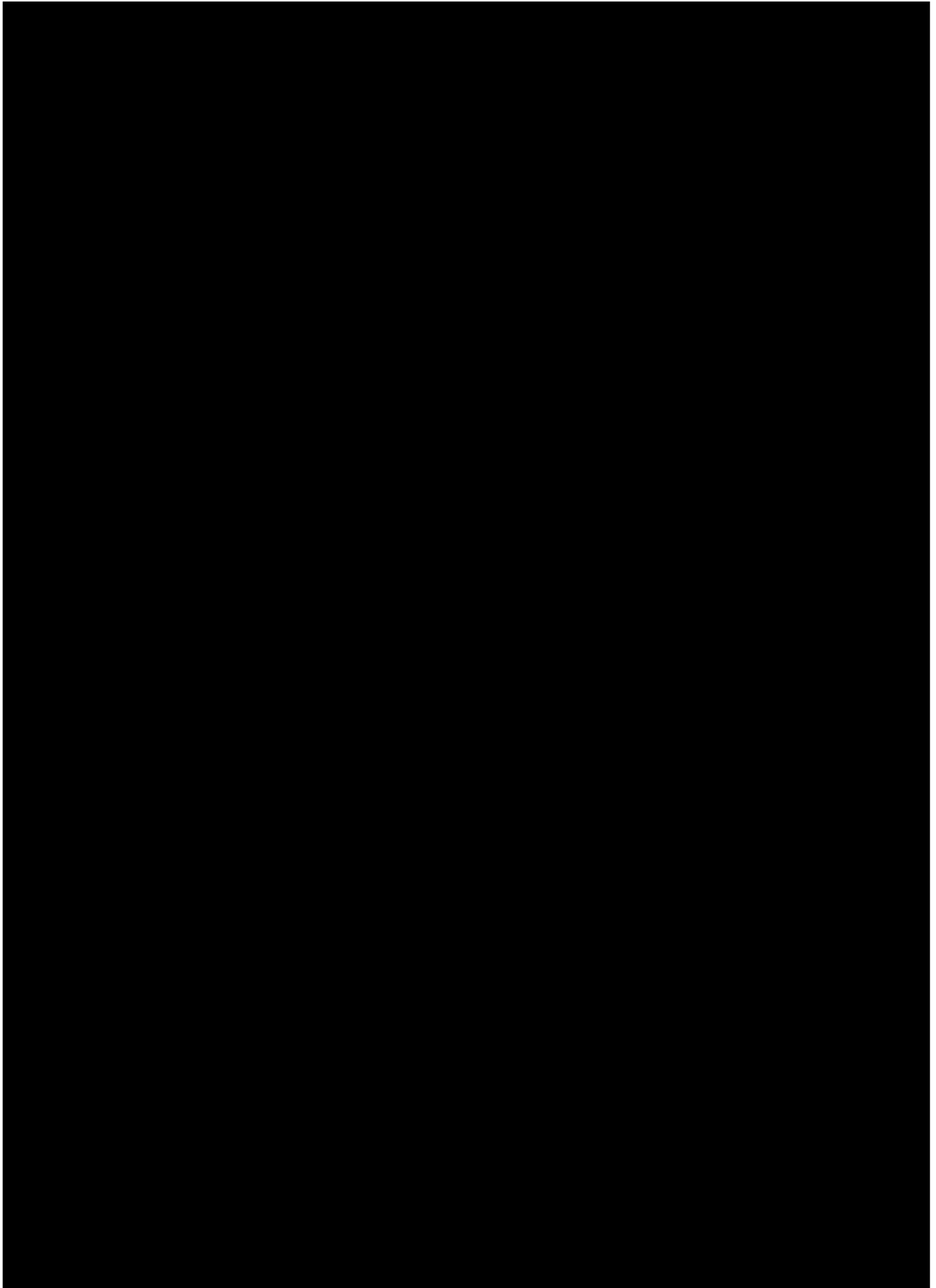
Hêtraie du mas d'agenais

Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation	Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation
<i>Anemone nemorosa</i> L., 1753	2017	<i>Isoethecium myosuroides</i> Brid., 1827	2017
<i>Atrichum undulatum</i> (Hedw.) P.Beauv.	2017	<i>Kindbergia praelonga</i> (Hedw.) Ochyra	2017
<i>Blechnum spicant</i> (L.) Roth, 1794	2017	<i>Lonicera periclymenum</i> L., 1753	2017
<i>Brachythecium rutabulum</i> (Hedw.) Schimp.	2017	<i>Luzula sylvatica</i> (Huds.) Gaudin, 1811	2017
<i>Calypogeia arguta</i> Nees & Mont.	2017	<i>Melica uniflora</i> Retz., 1779	2016
<i>Carex umbrosa</i> Host, 1801	2016	<i>Metzgeria furcata</i> (L.) Dumort.	2017
<i>Carpinus betulus</i> L., 1753	2017	<i>Neckera complanata</i> (Hedw.) Huebener	2017
<i>Castanea sativa</i> Mill., 1768	2017	<i>Pleuridium acuminatum</i> Lindb.	2017
<i>Corylus avellana</i> L., 1753	2017	<i>Polytrichum formosum</i> Hedw.	2017
<i>Crataegus germanica</i> (L.) Kuntze, 1891	2017	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn, 1879	2017
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq., 1775	2017	<i>Pyrus cf. communis</i> subsp. <i>pyraster</i> (L.) Ehrh., 1780	2016
<i>Eurhynchium striatum</i> (Hedw.) Schimp.	2017	<i>Quercus petraea</i> Liebl., 1784	2017
<i>Fagus sylvatica</i> L., 1753	2017	<i>Quercus x rosacea</i> Bechst., 1813	2016
<i>Frangula alnus</i> Mill., 1768	2016	<i>Radula complanata</i> (L.) Dumort.	2017
<i>Frullania dilatata</i> (L.) Dumort.	2017	<i>Rubus</i> L., 1753	2017
<i>Hedera helix</i> L., 1753	2017	<i>Ruscus aculeatus</i> L., 1753	2017
<i>Homalothecium sericeum</i> (Hedw.) Schimp.	2017	<i>Sorbus torminalis</i> (L.) Crantz, 1763	2017
<i>Hypericum androsaemum</i> L., 1753	2017	<i>Teucrium scorodonia</i> L., 1753	2016
<i>Hypnum cupressiforme</i> var. <i>cupressiforme</i> Hedw.	2017	<i>Thuidium tamariscinum</i> (Hedw.) Schimp.	2017
<i>Ilex aquifolium</i> L., 1753	2017	<i>Vinca minor</i> L., 1753	2017

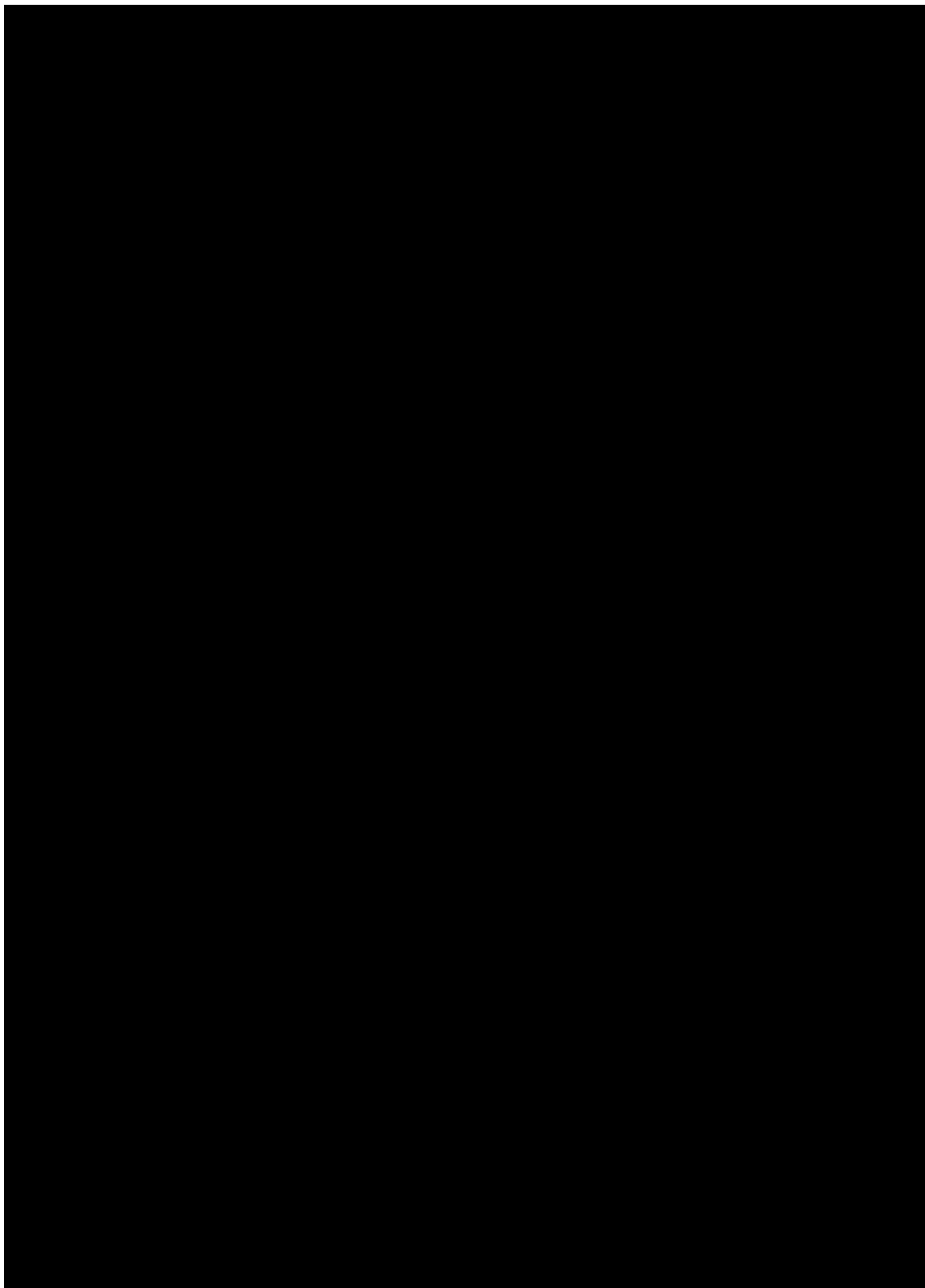
Hêtraie de Chabrière

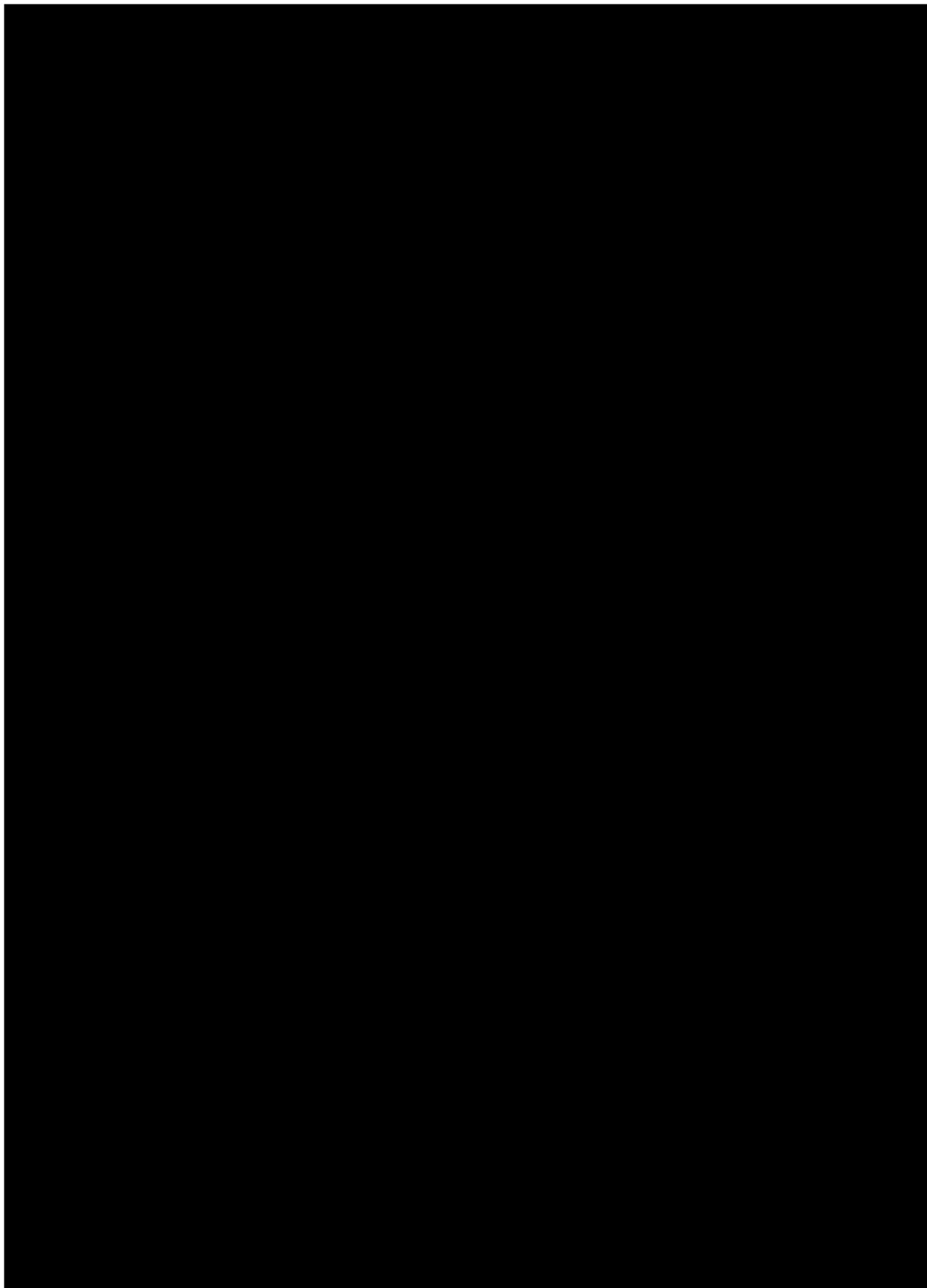
Site	Nom scientifique des taxons	Date de dernière observation
Chab1701	<i>Avenella flexuosa</i> (L.) Drejer, 1838	2017
	<i>Hedera helix</i> L., 1753	2017
	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn, 1879	2017
	<i>Lonicera periclymenum</i> L., 1753	2017
chab1702	<i>Avenella flexuosa</i> (L.) Drejer, 1838	2017
	<i>Hedera helix</i> L., 1753	2017
	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn, 1879	2017
	<i>Ilex aquifolium</i> L., 1753	2017
	<i>Fagus sylvatica</i> L., 1753	2017
chab1703	<i>Avenella flexuosa</i> (L.) Drejer, 1838	2017
	<i>Hedera helix</i> L., 1753	2017
	<i>Ilex aquifolium</i> L., 1753	2017
	<i>Fagus sylvatica</i> L., 1753	2017
	<i>Lonicera periclymenum</i> L., 1753	2017
chab1704	<i>Avenella flexuosa</i> (L.) Drejer, 1838	2017
	<i>Ilex aquifolium</i> L., 1753	2017

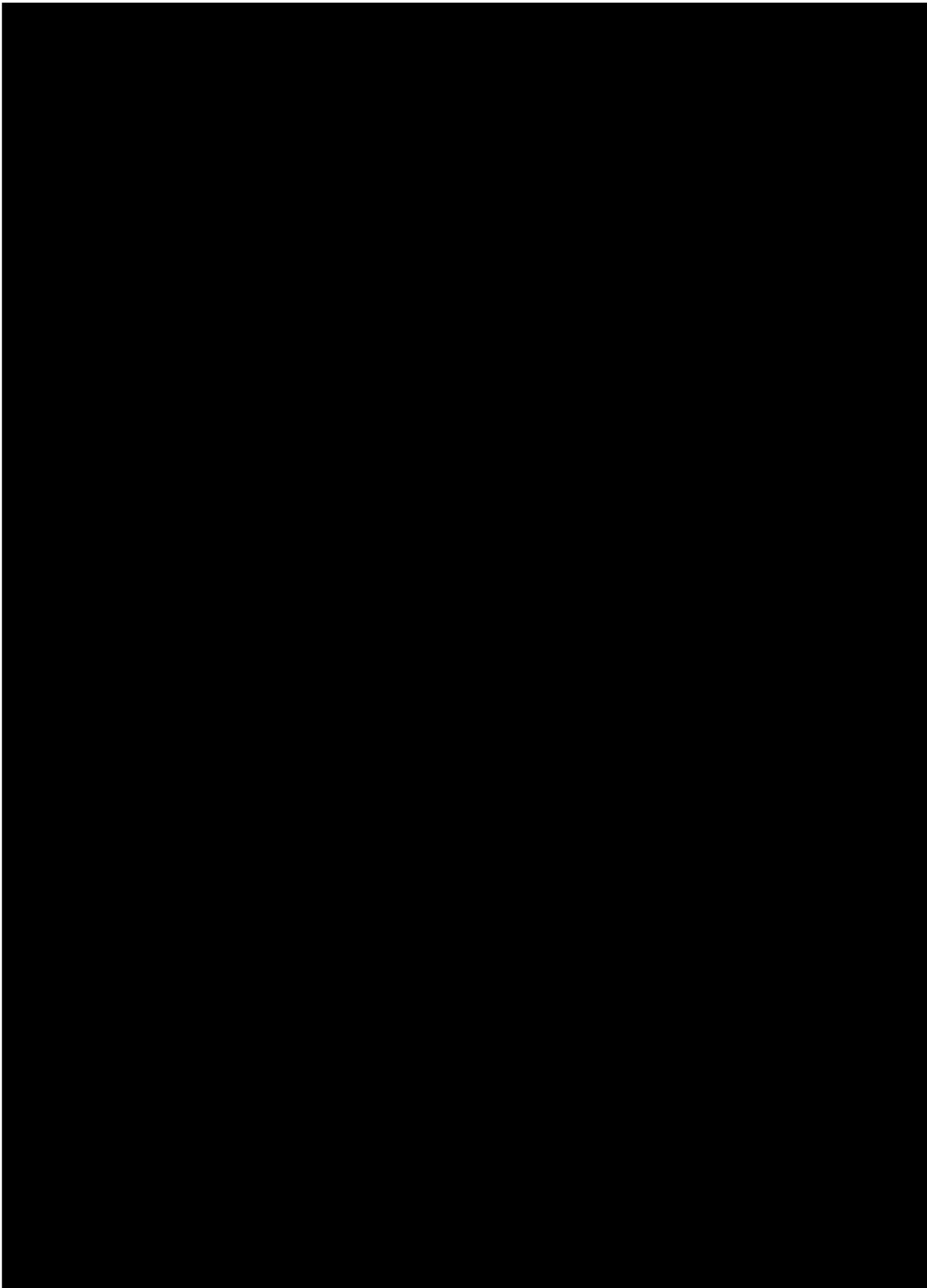
Annexe. 47. Cartes de localisation des dispositifs de suivi de pelouse acidiphiles psychrophiles du limousin

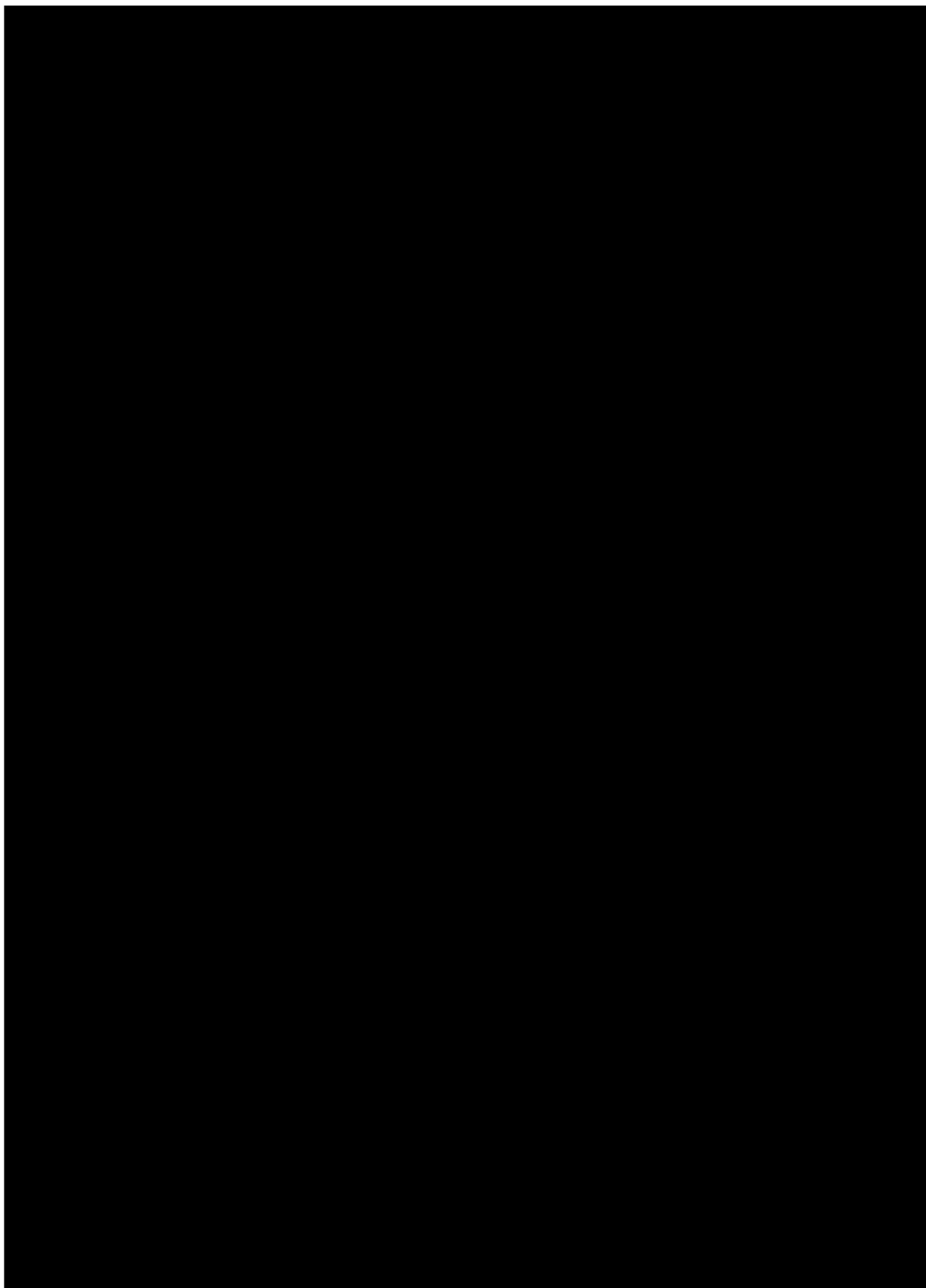


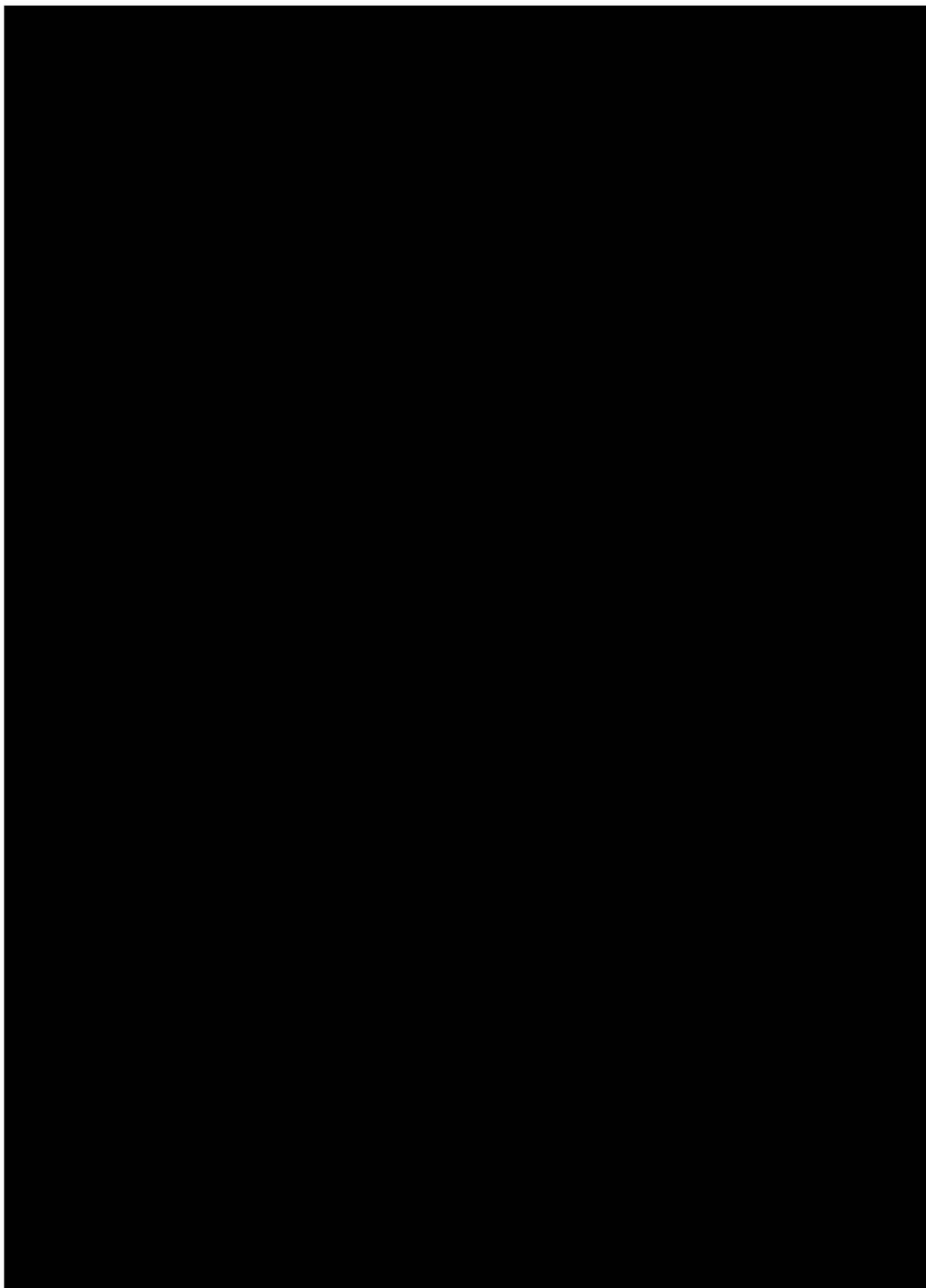
Annexe. 48. Positionnement des transects de suivi des lépidoptères de montagne

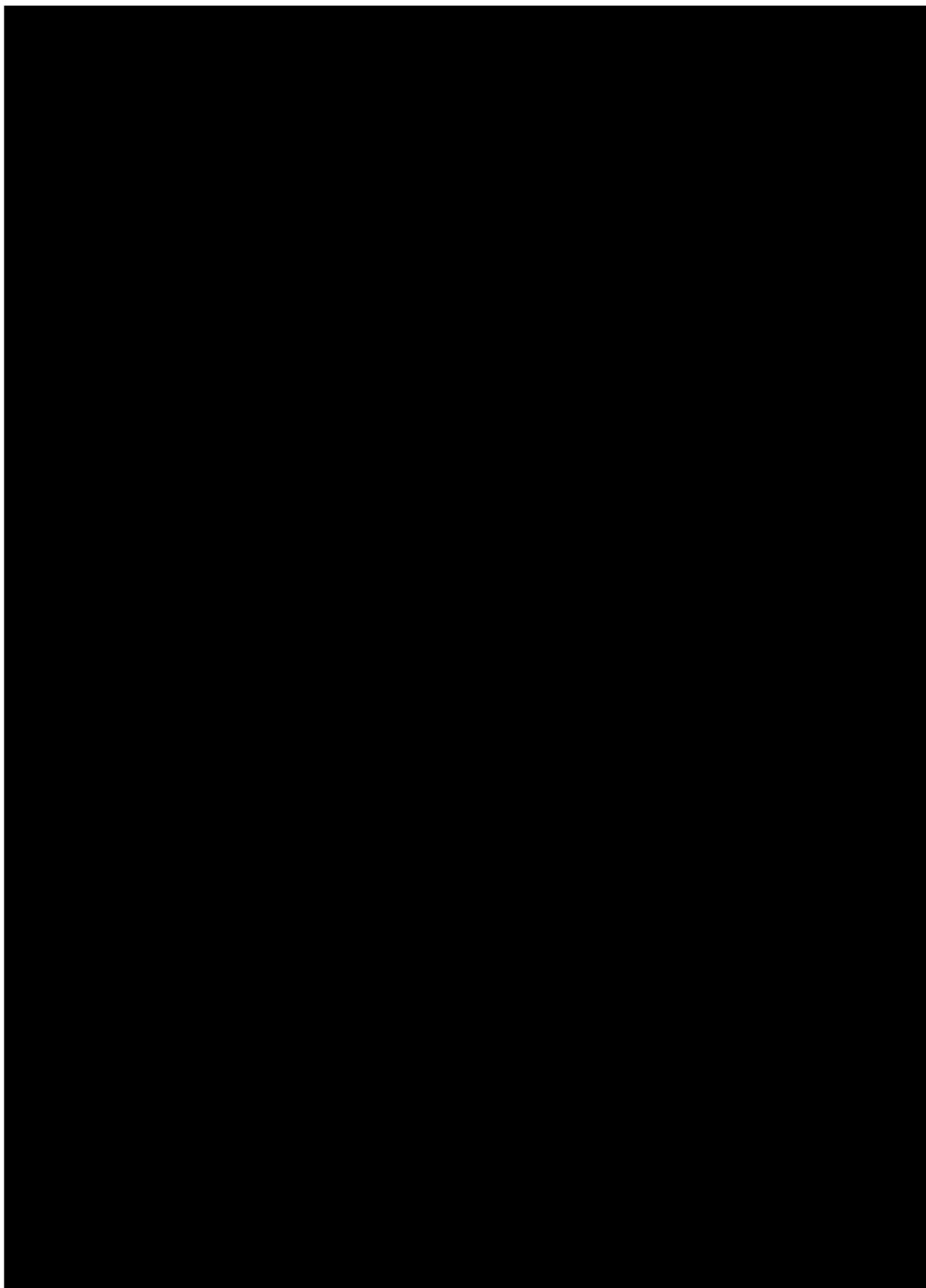


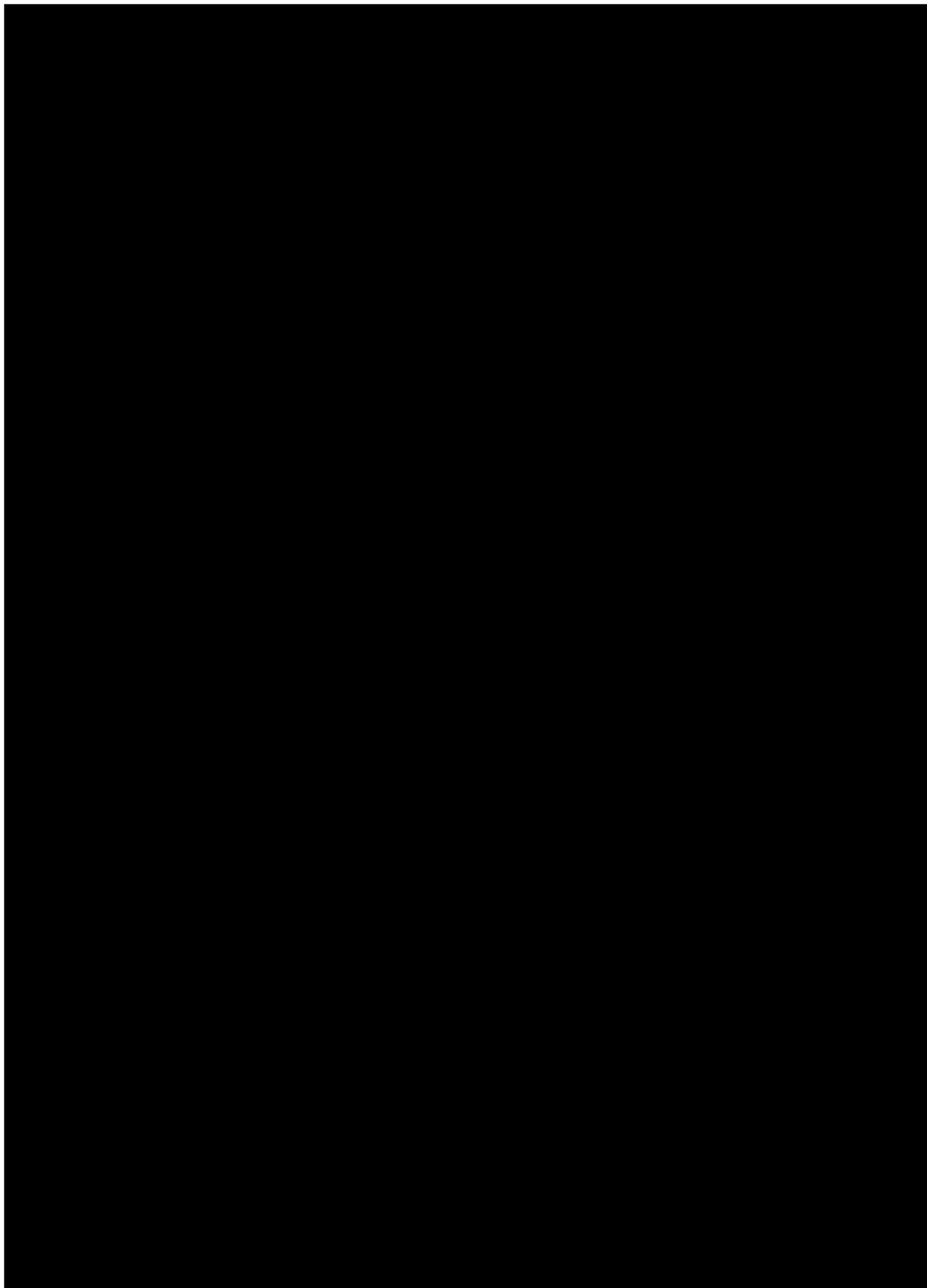


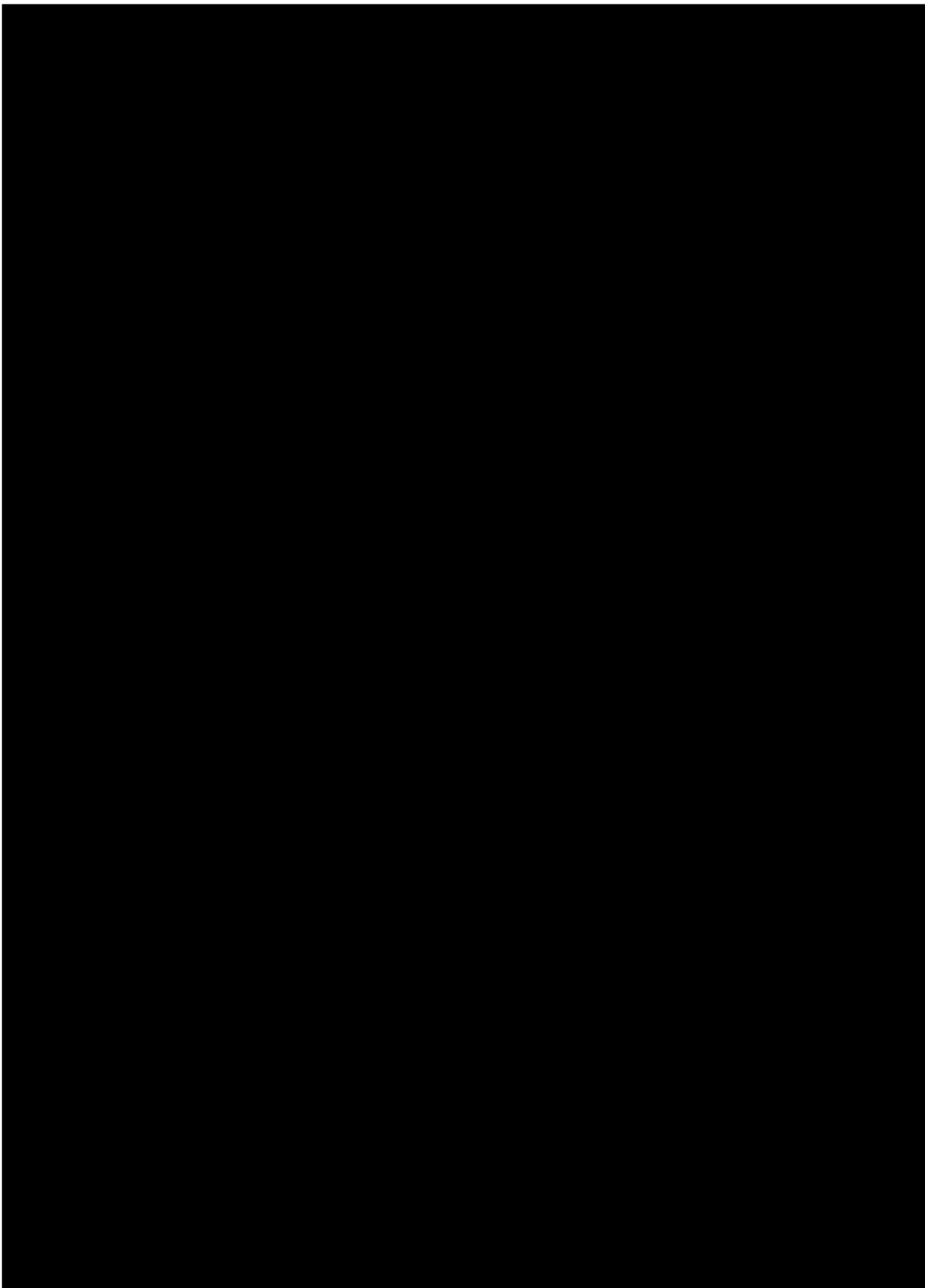


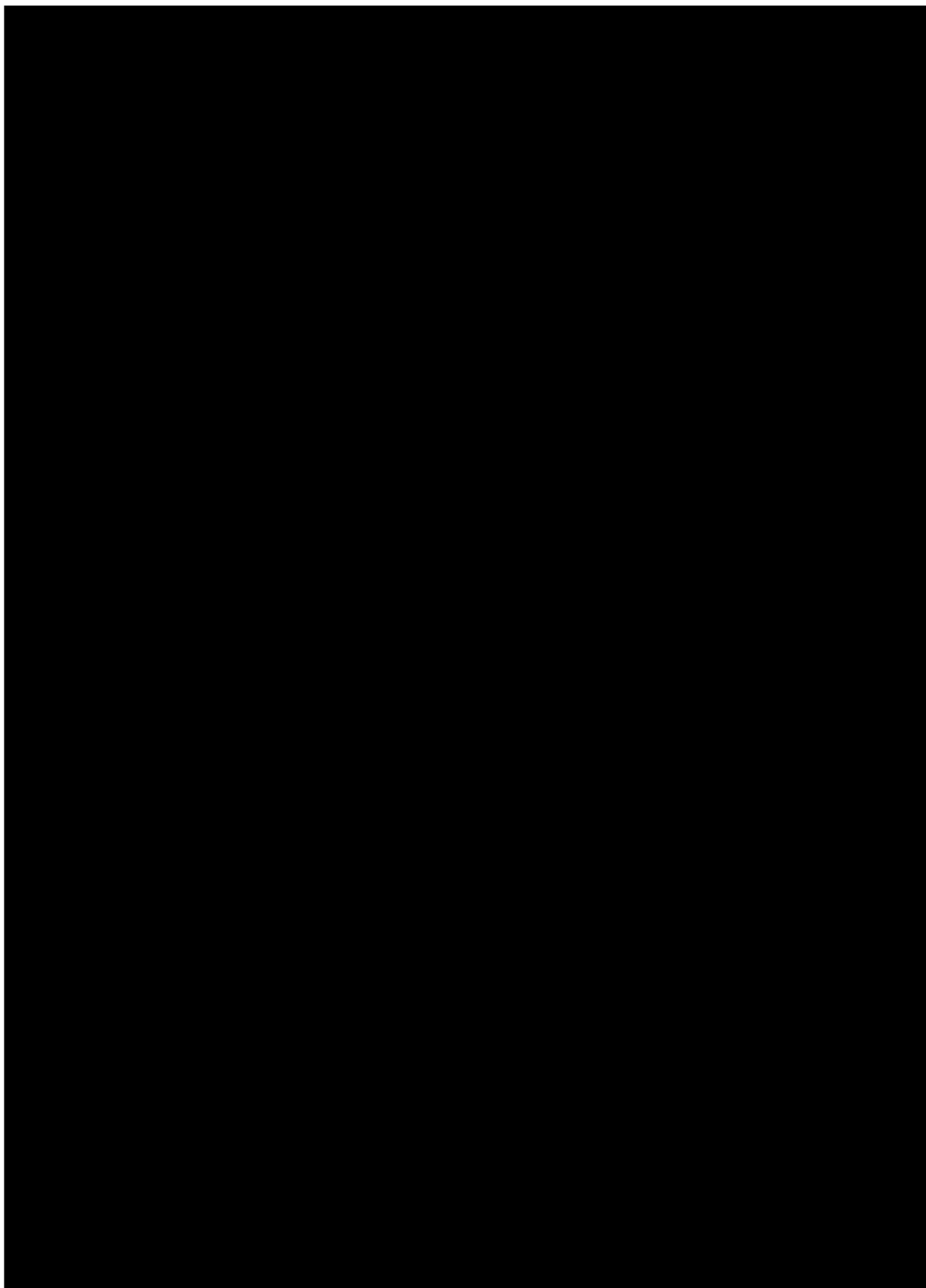


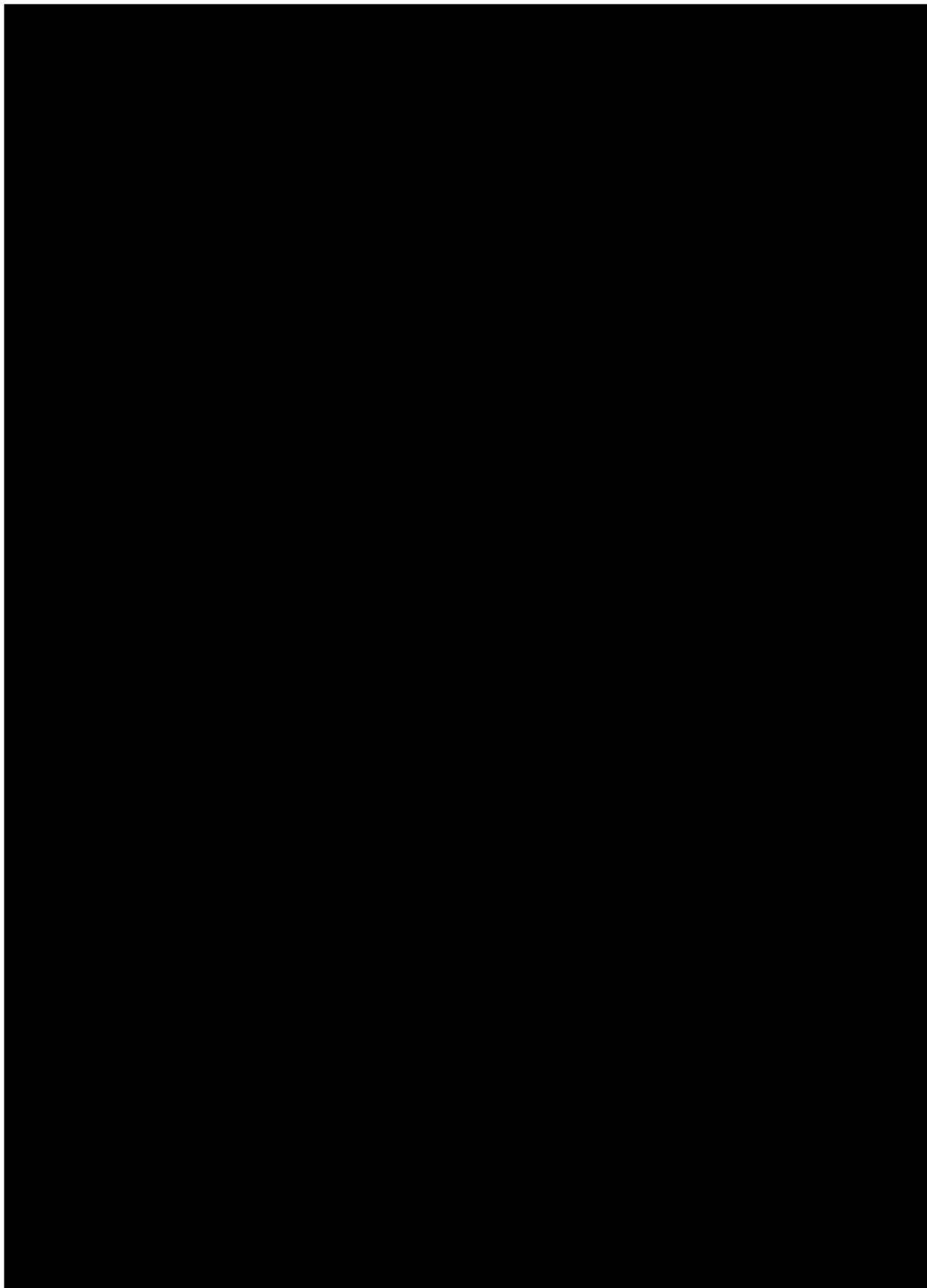












Annexe. 49. Fiche de relevé phénologique simplifié de la flore des pelouses montagnardes

Suivi phénologie plantes hôtes et nourricières Apollon - Pelouses rocailleuses montagnardes

LOCALISATION :

Nom du site :

Commune :

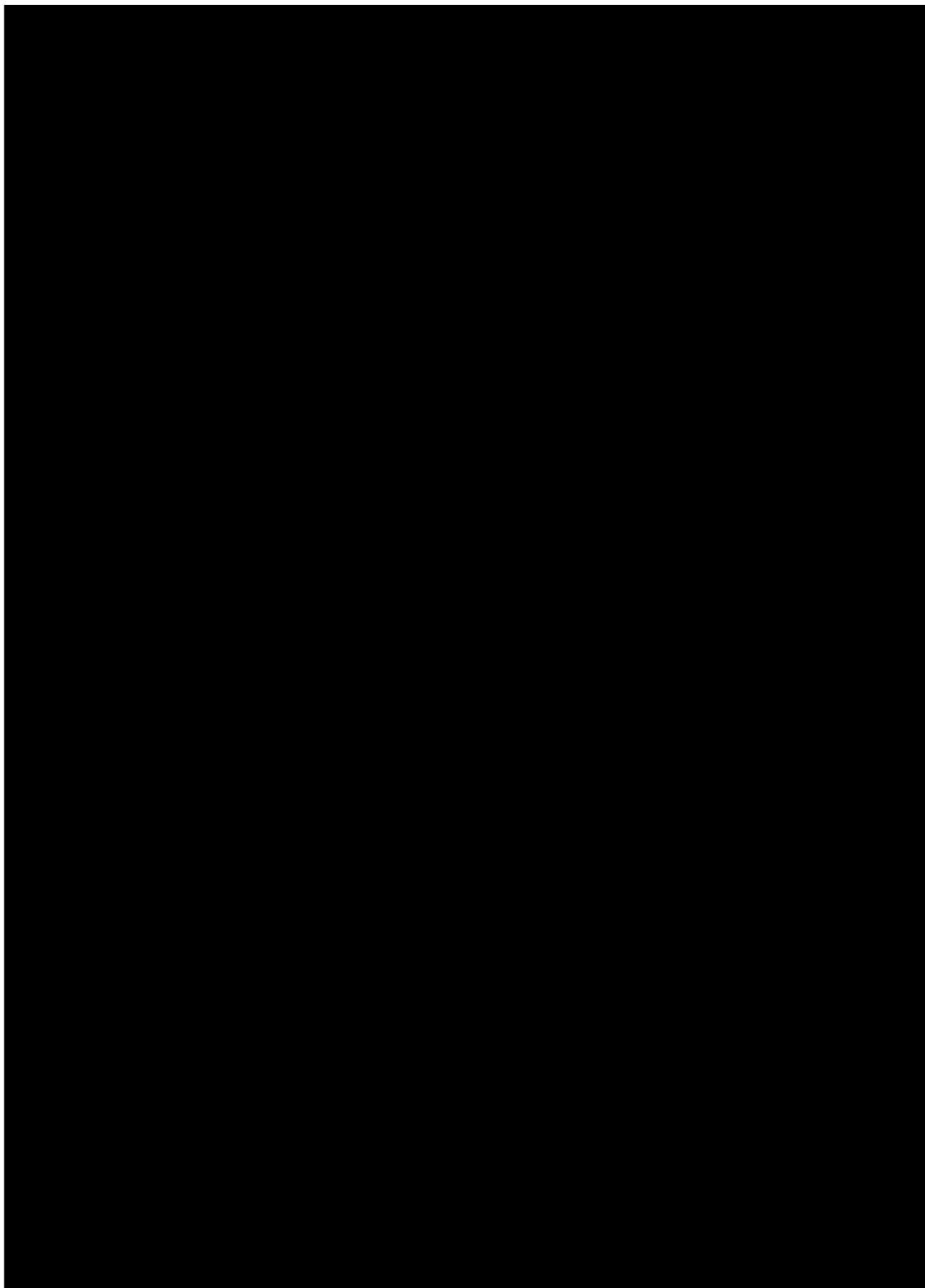
Département :

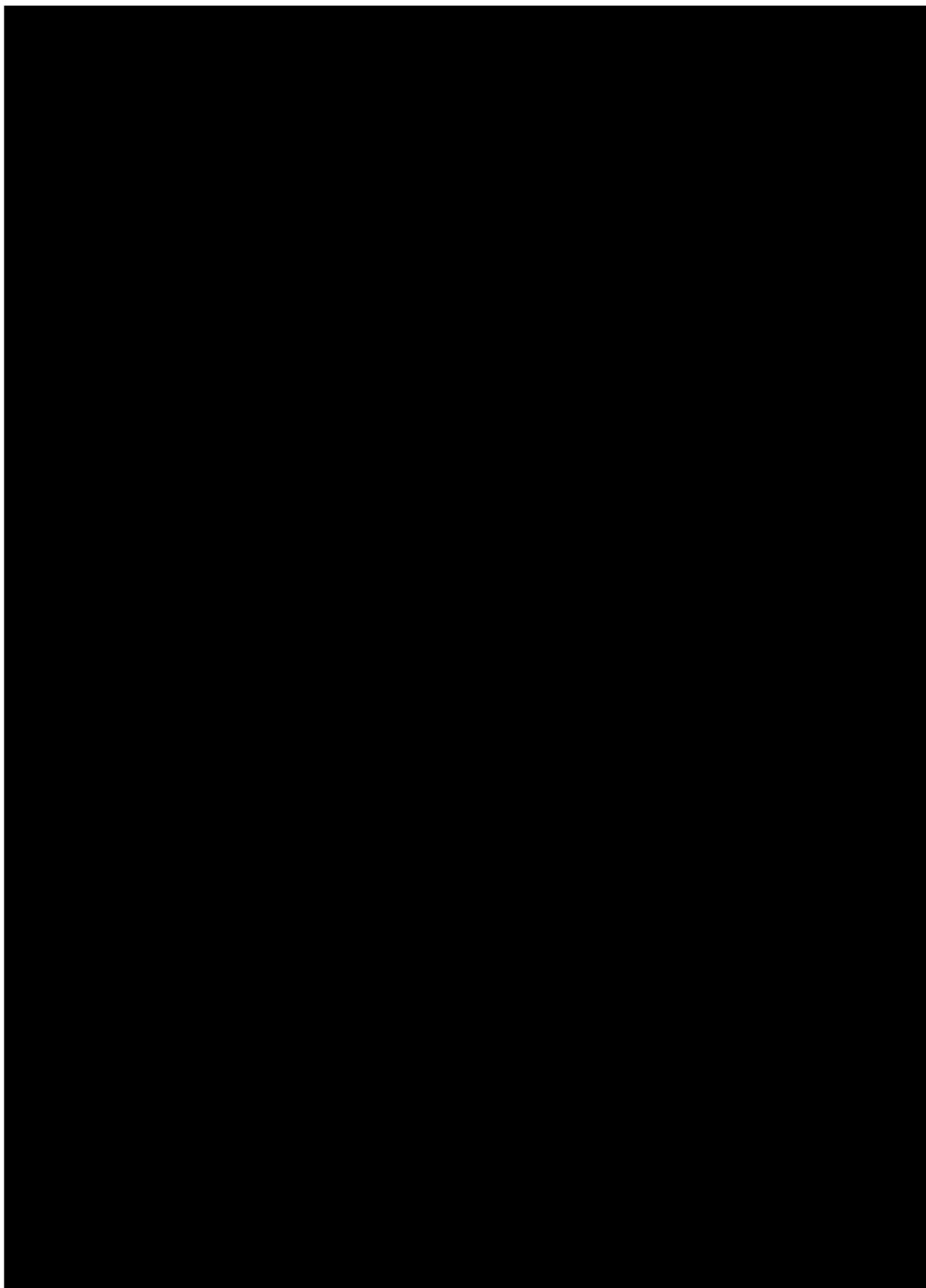
N° du transect :

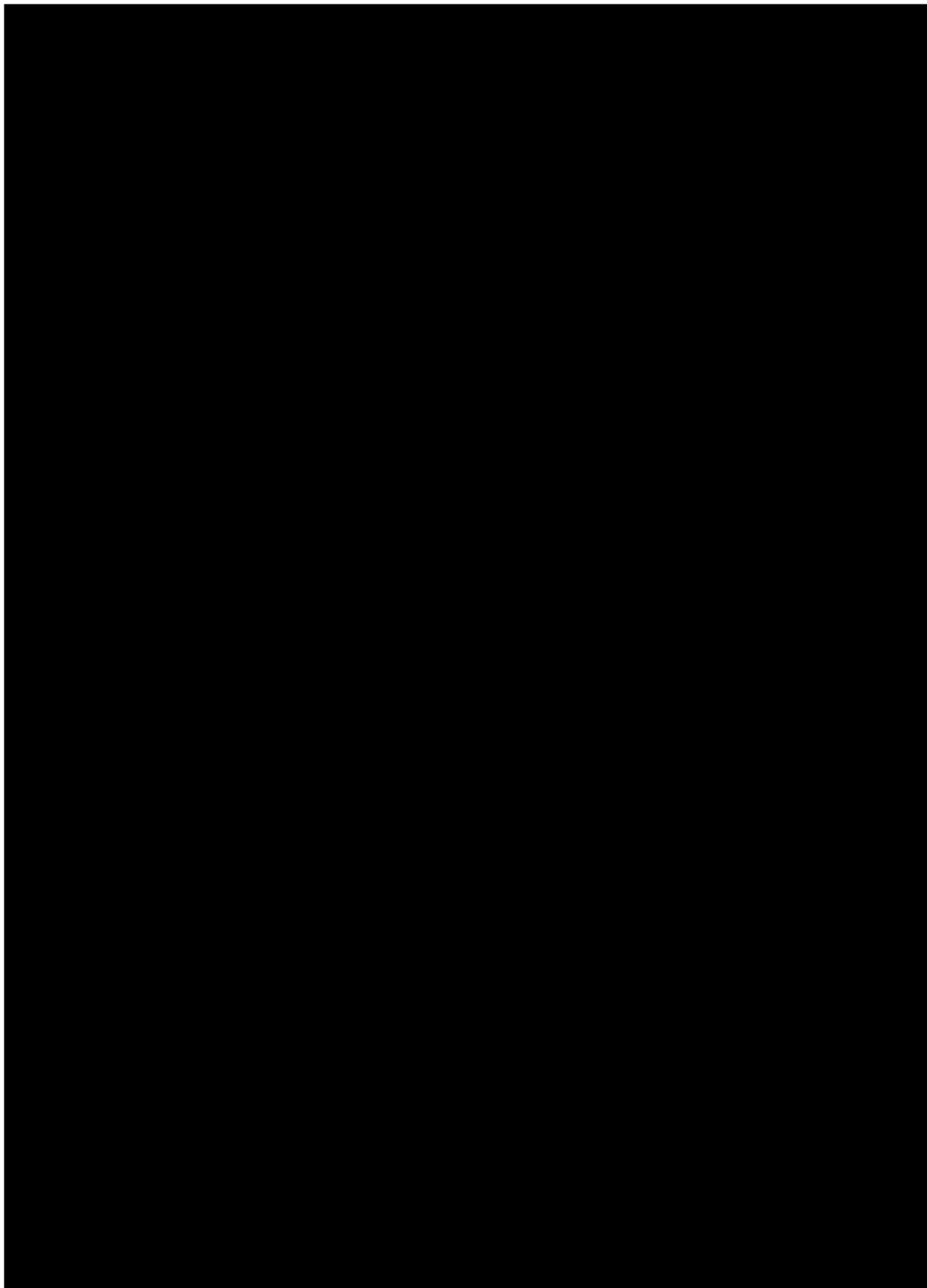
Longueur :

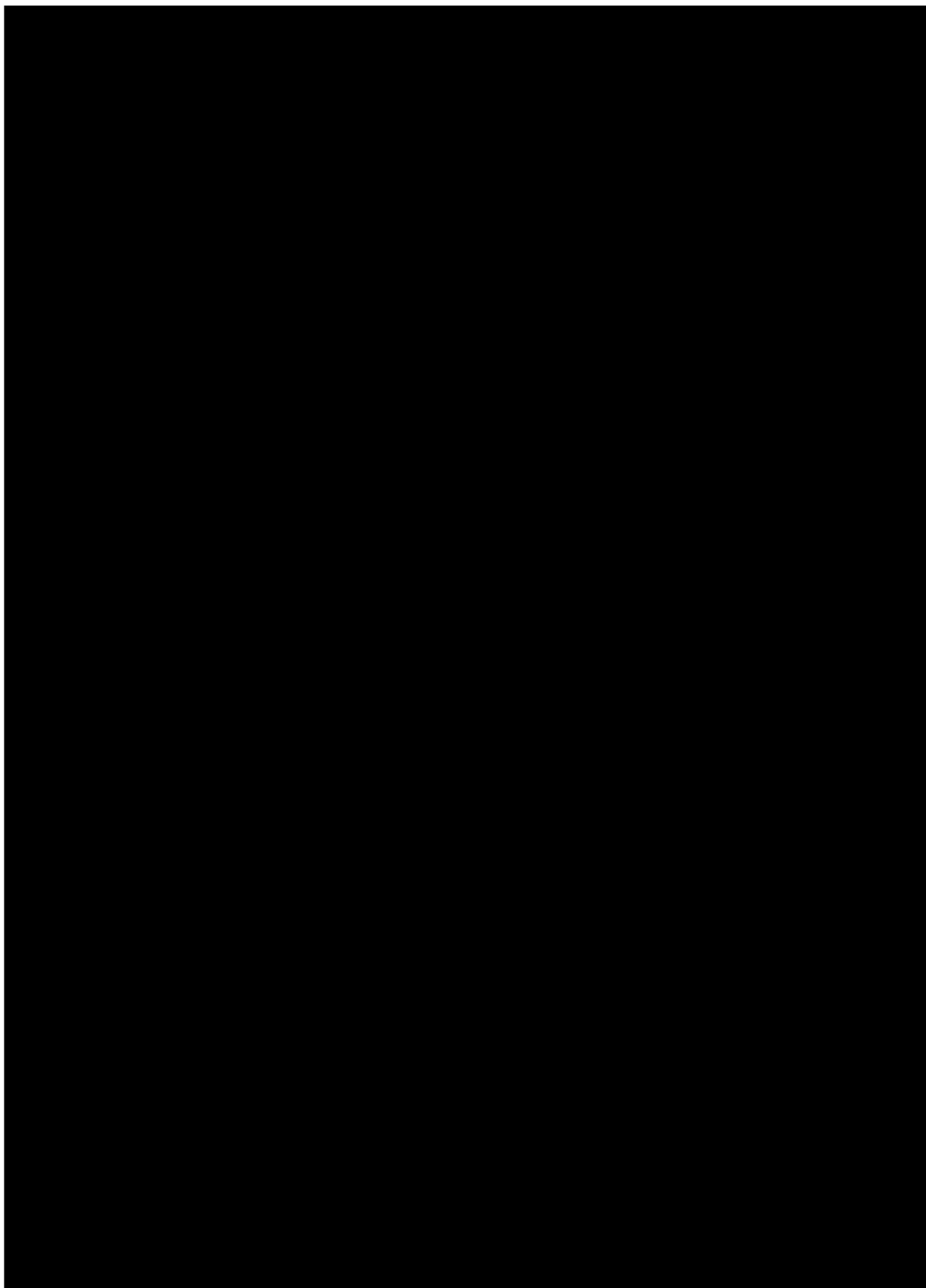
Phénologie Espèces	1er Passage			2e Passage			3e Passage			4e Passage		
	Début de floraison	Pleine floraison	Fructification	Début de floraison	Pleine floraison	Fructification	Début de floraison	Pleine floraison	Fructification	Début de floraison	Pleine floraison	Fructification
Campanula patula												
Carduus sp.												
Carlina sp.												
Centaurea sp.												
Cirsium sp.												
Gentiana acaulis												
Gentiana verna												
Jasione sp.												
Saxifraga sp.												
Scabiosa cinerea												
Scabiosa columbana												
Sedum anglicum ssp pyr.												
Sedum album												
Sempervivum arabnoid.												
Sempervivum montanum												

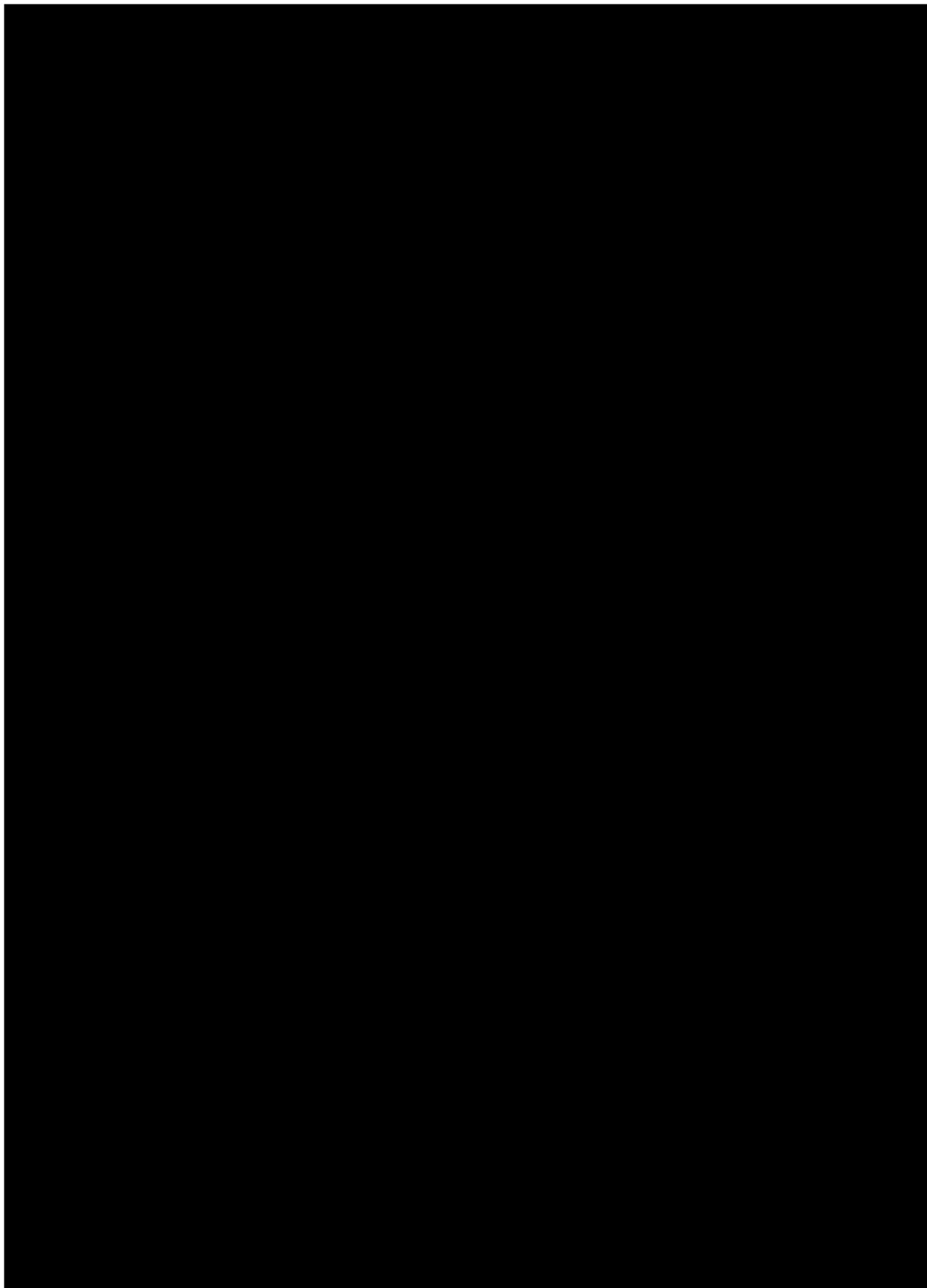
Annexe. 50. Positionnement des placettes de suivis des bourdons montagnards

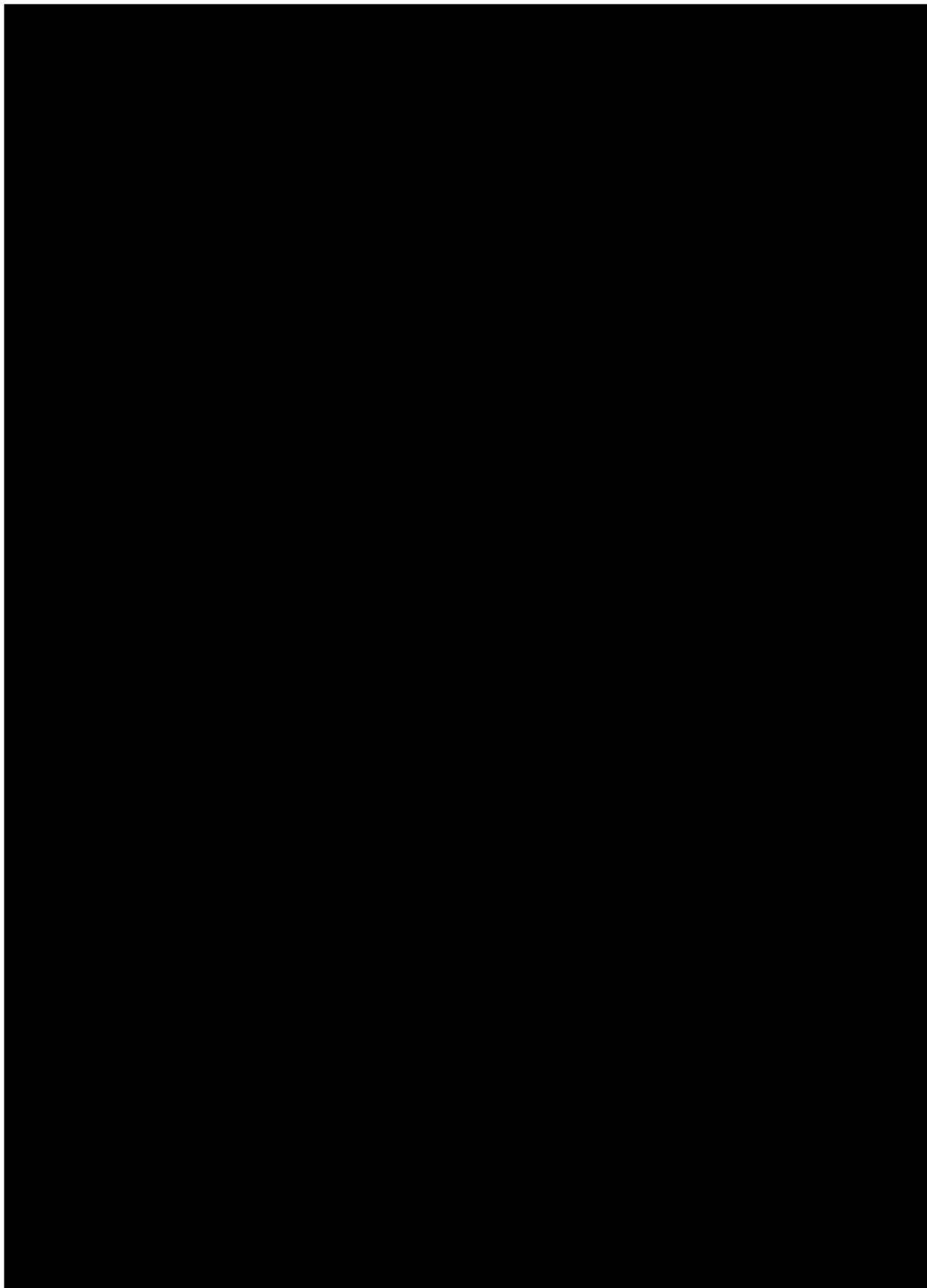


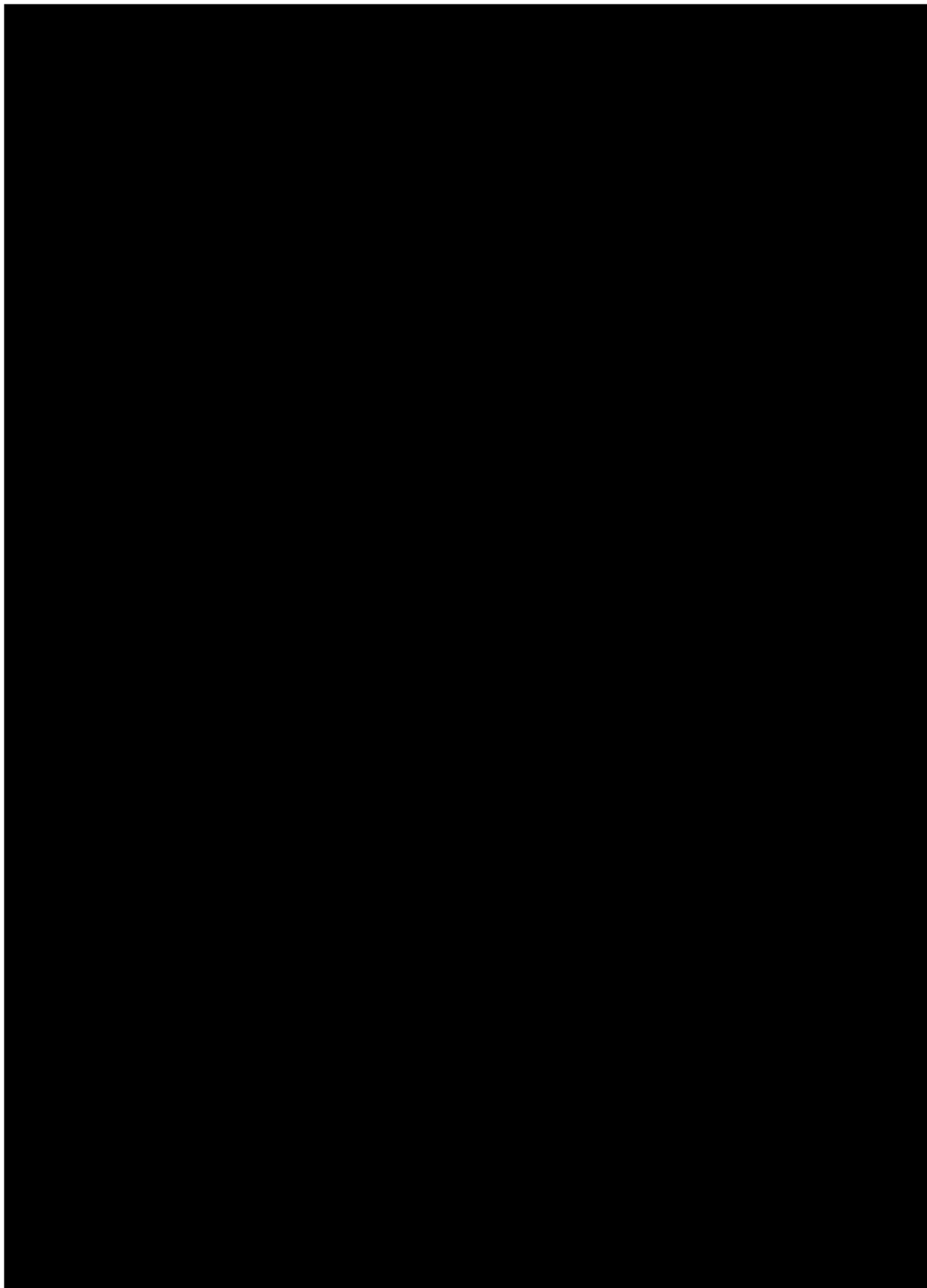


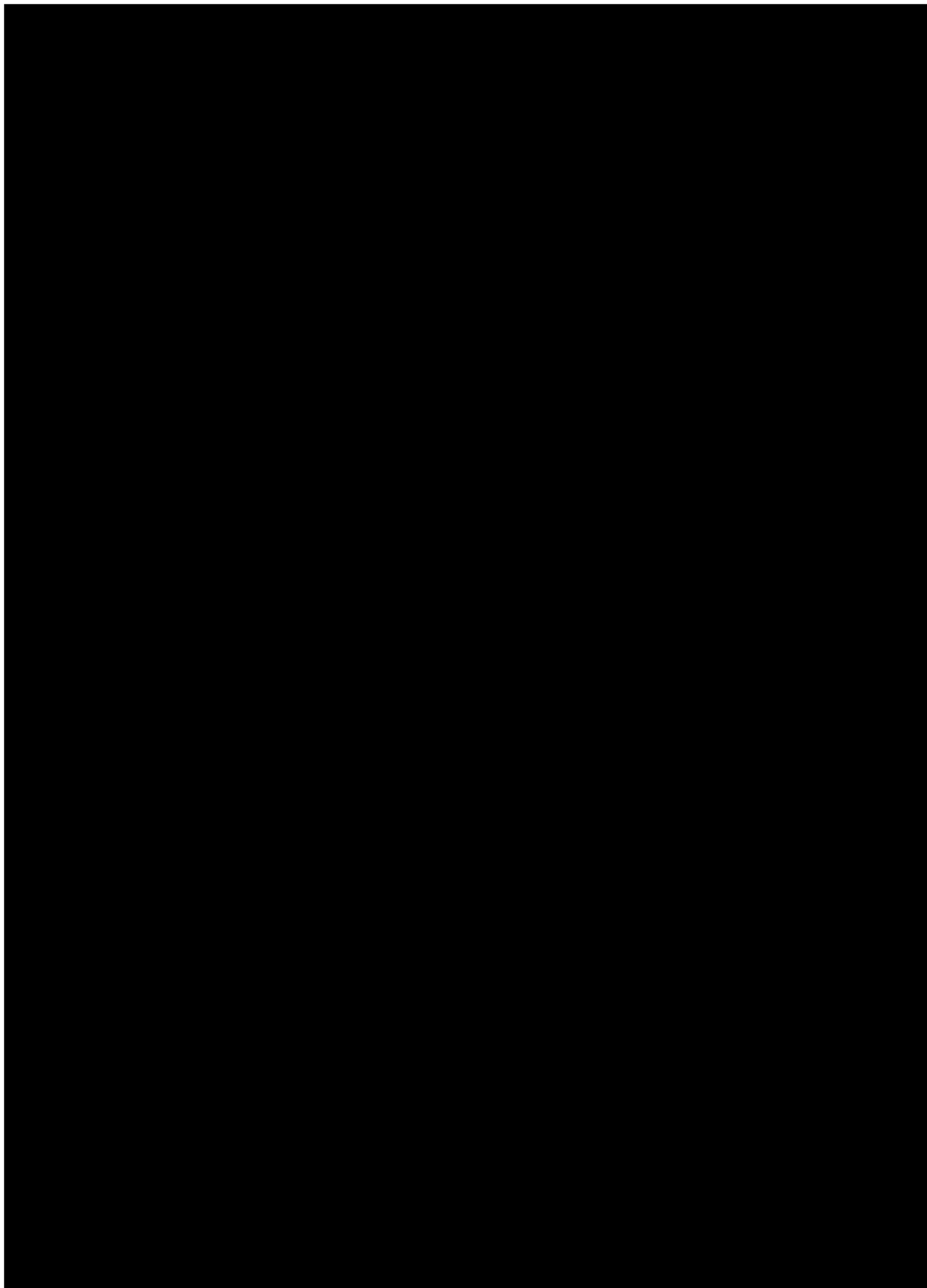


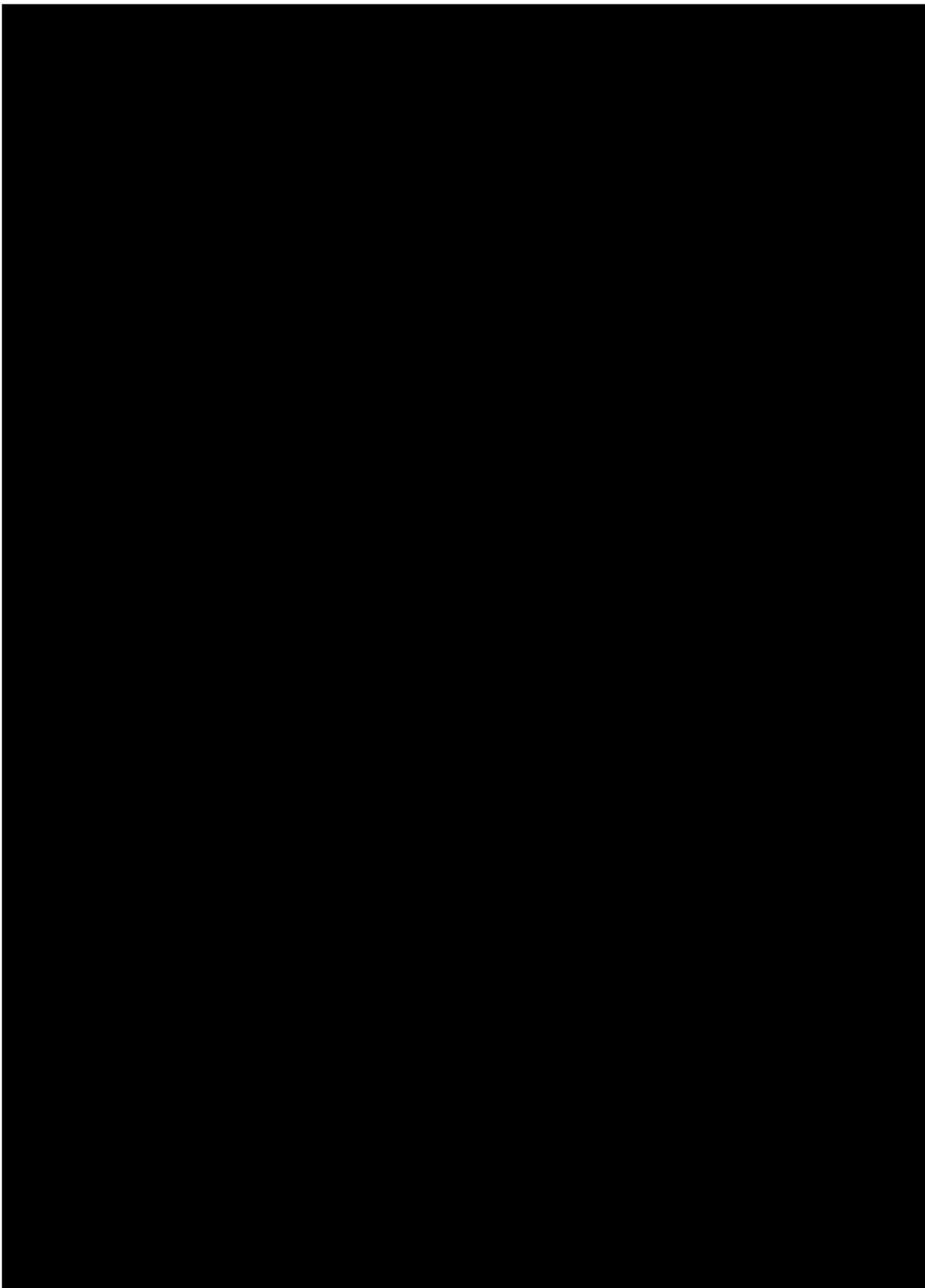


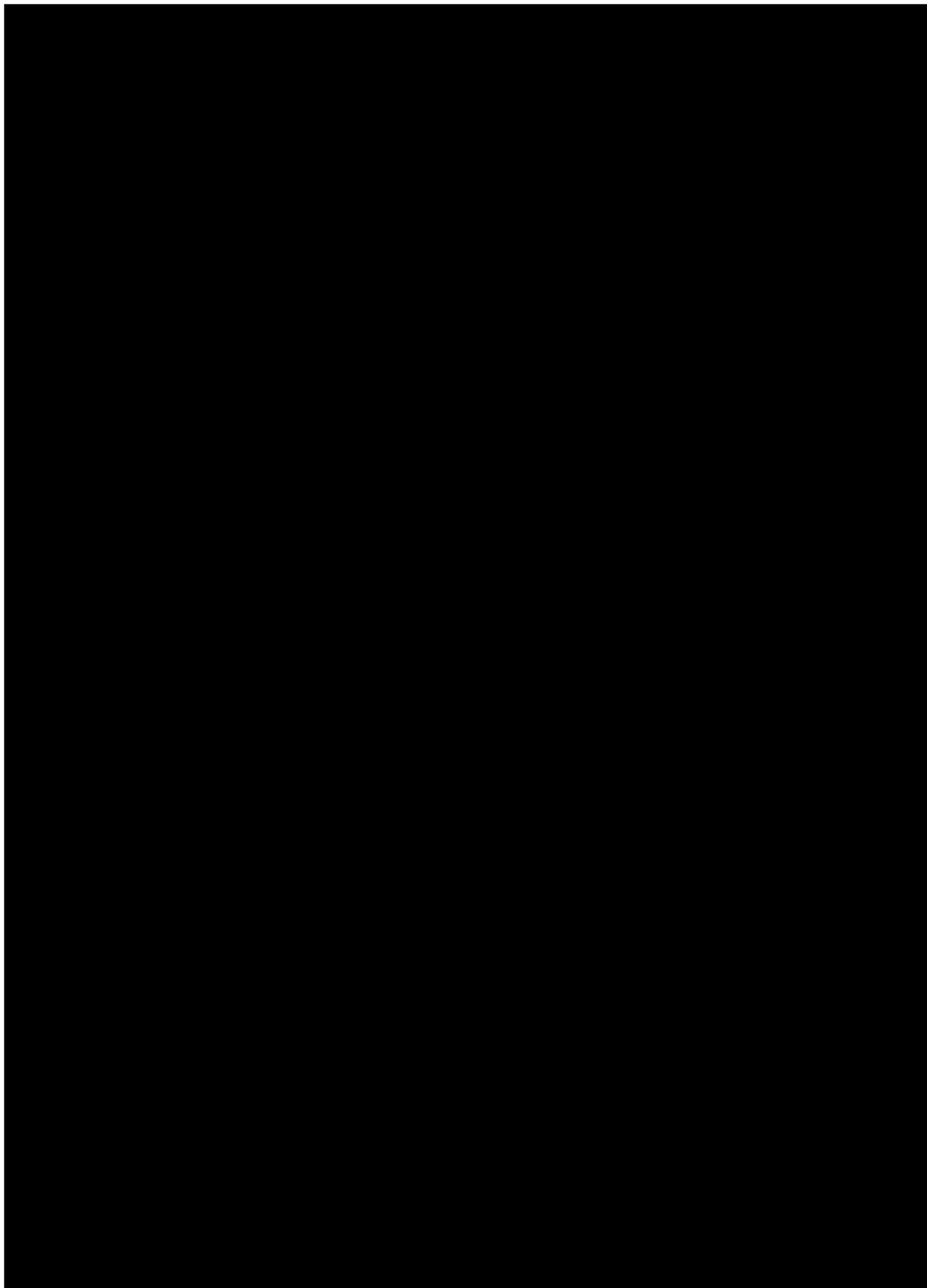


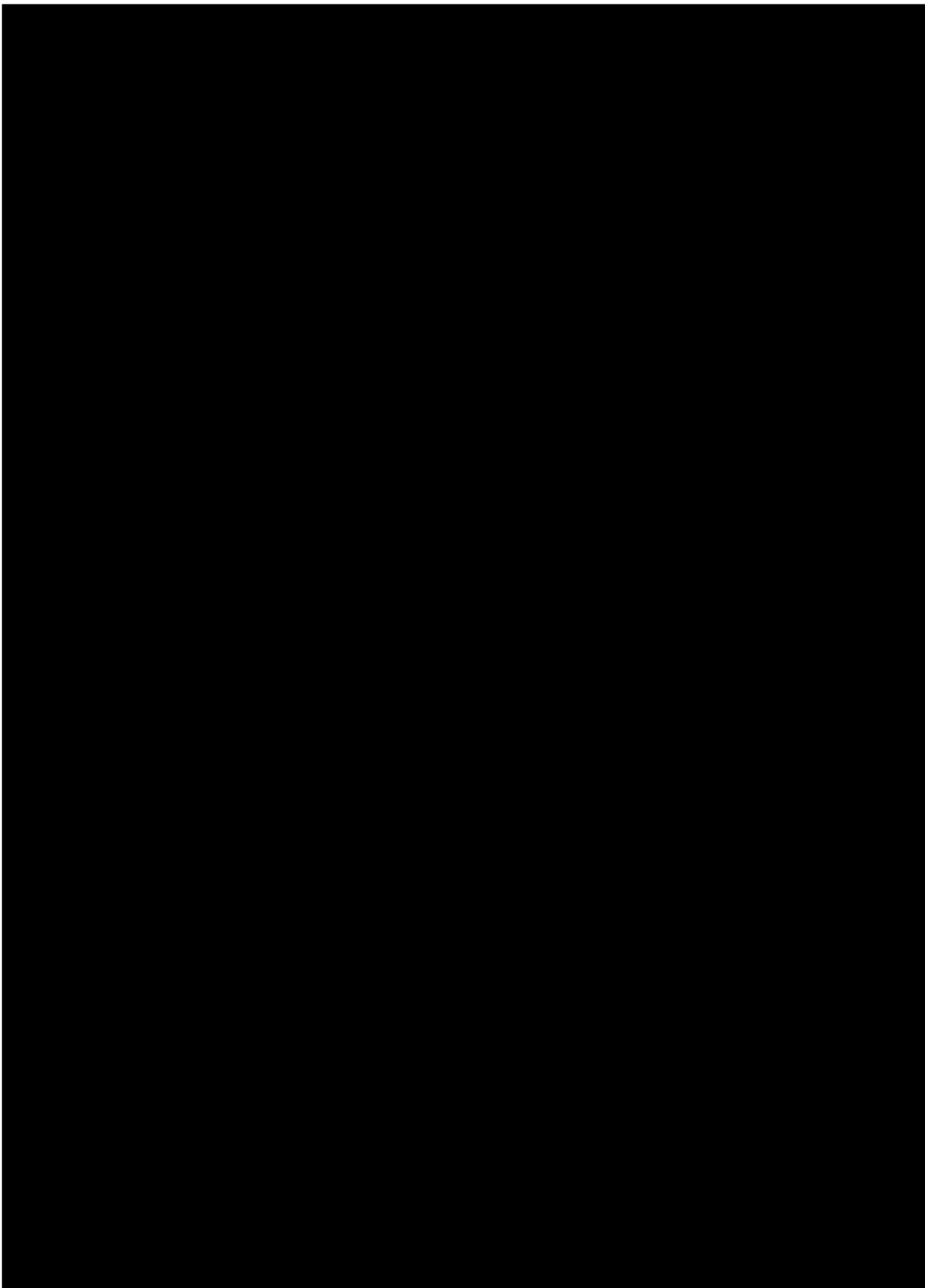


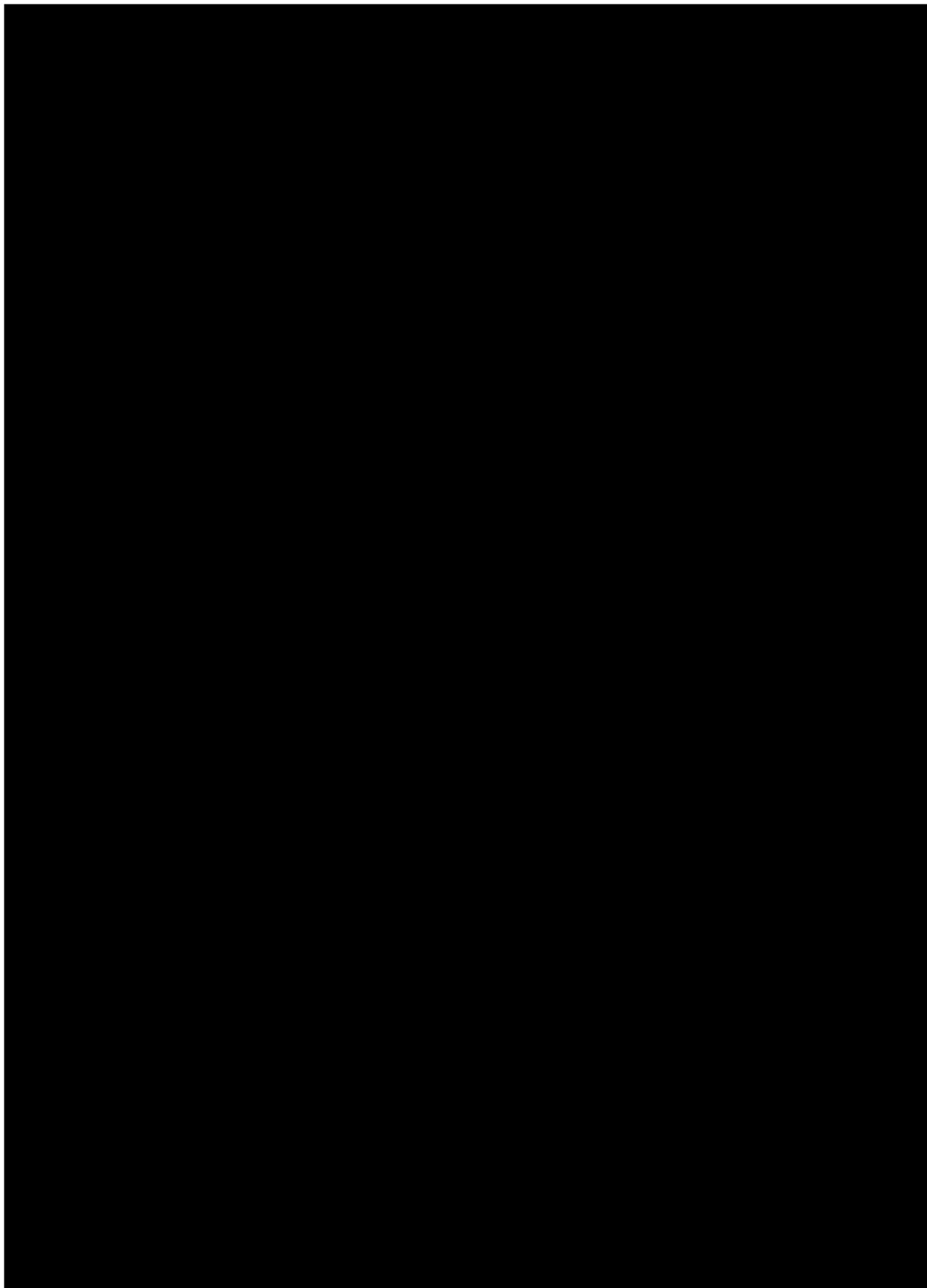


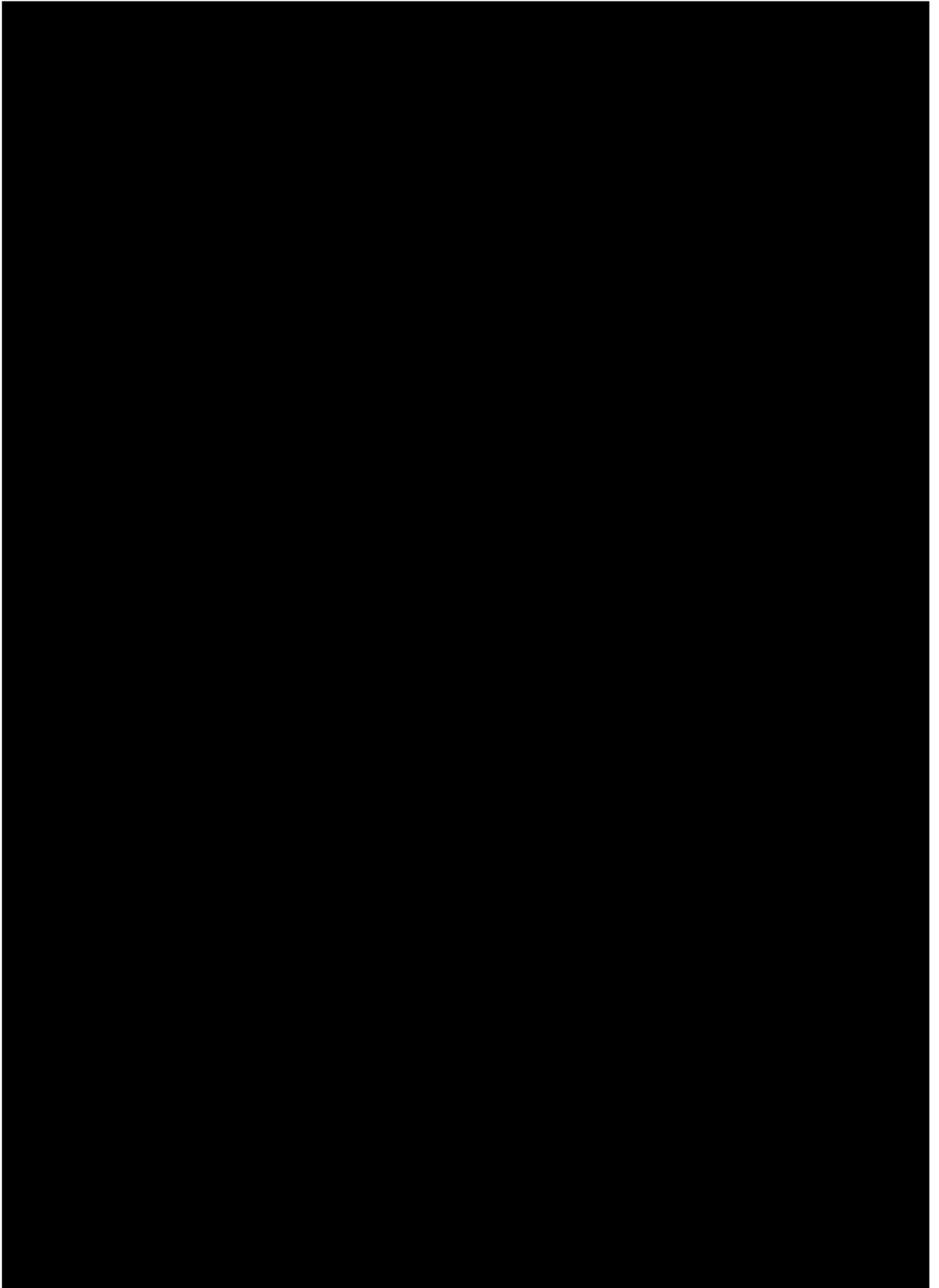


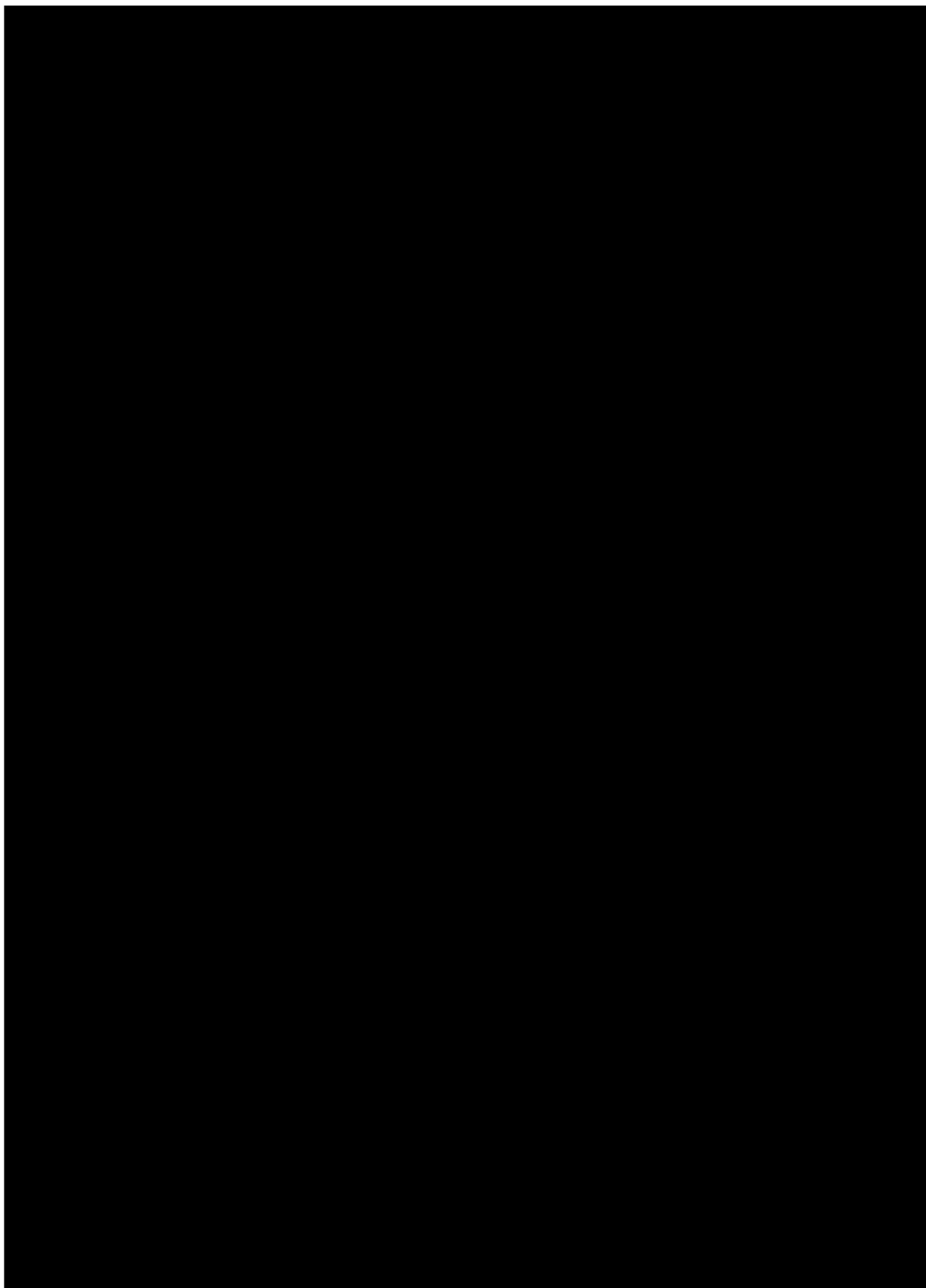


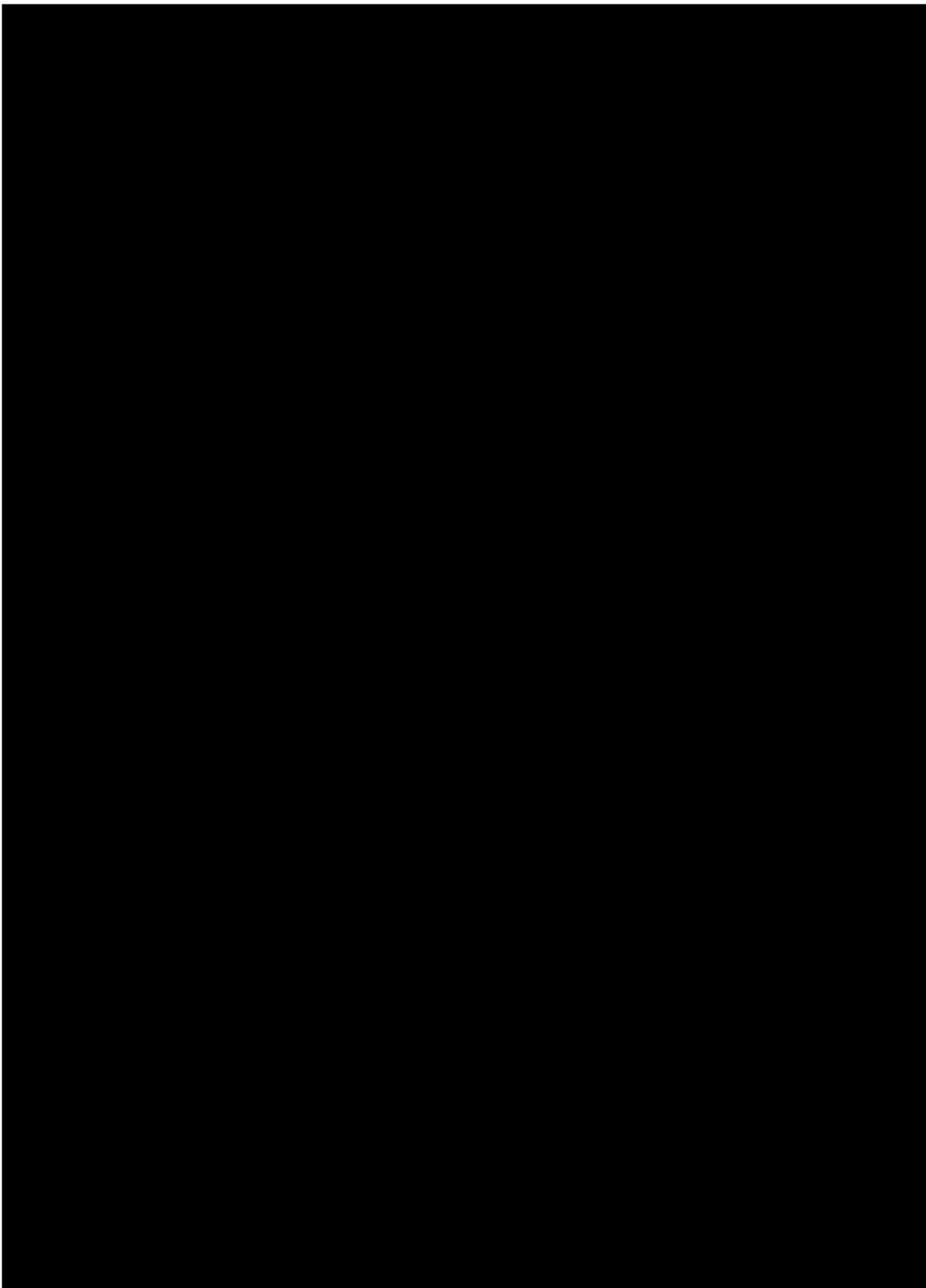


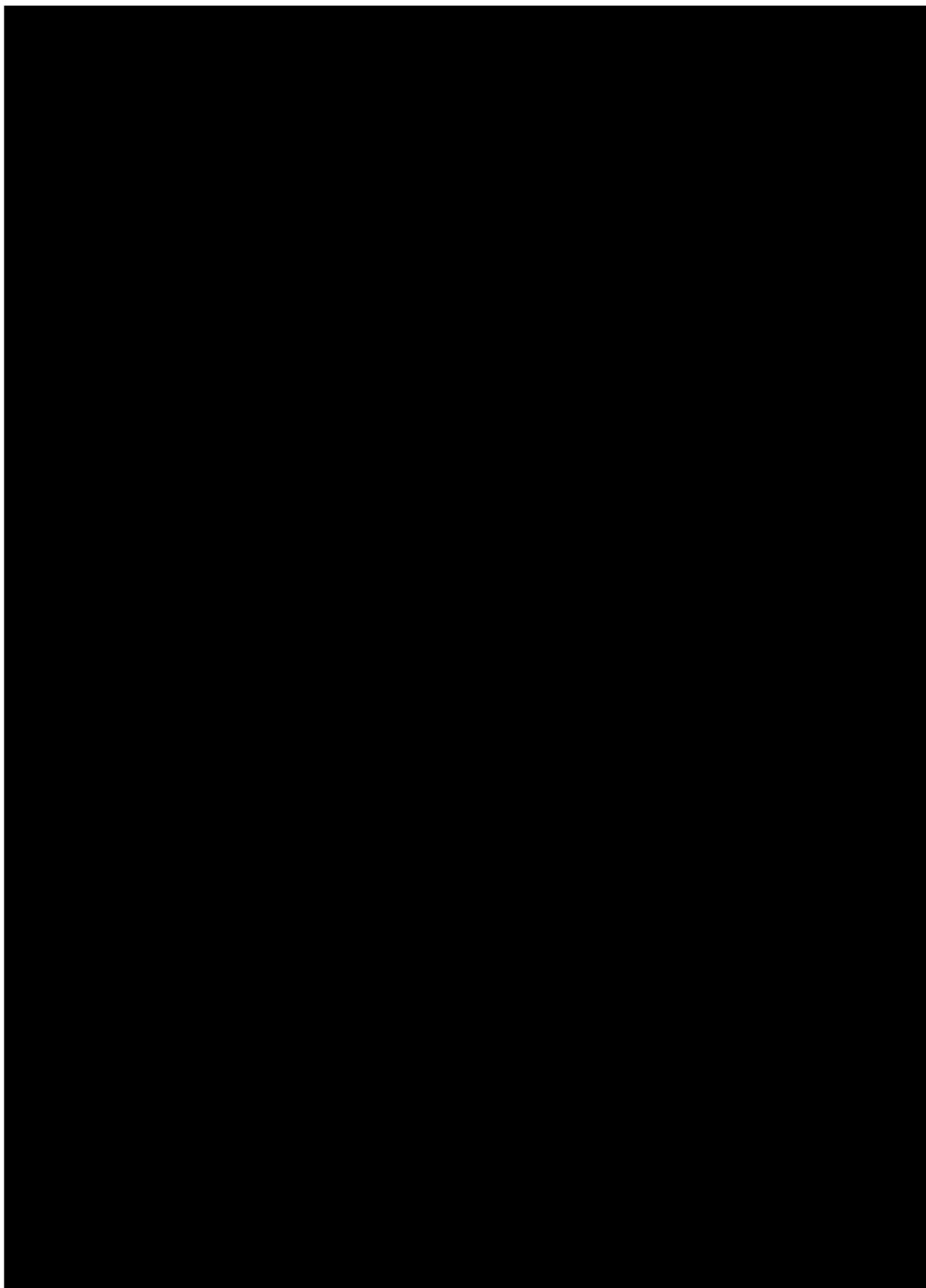


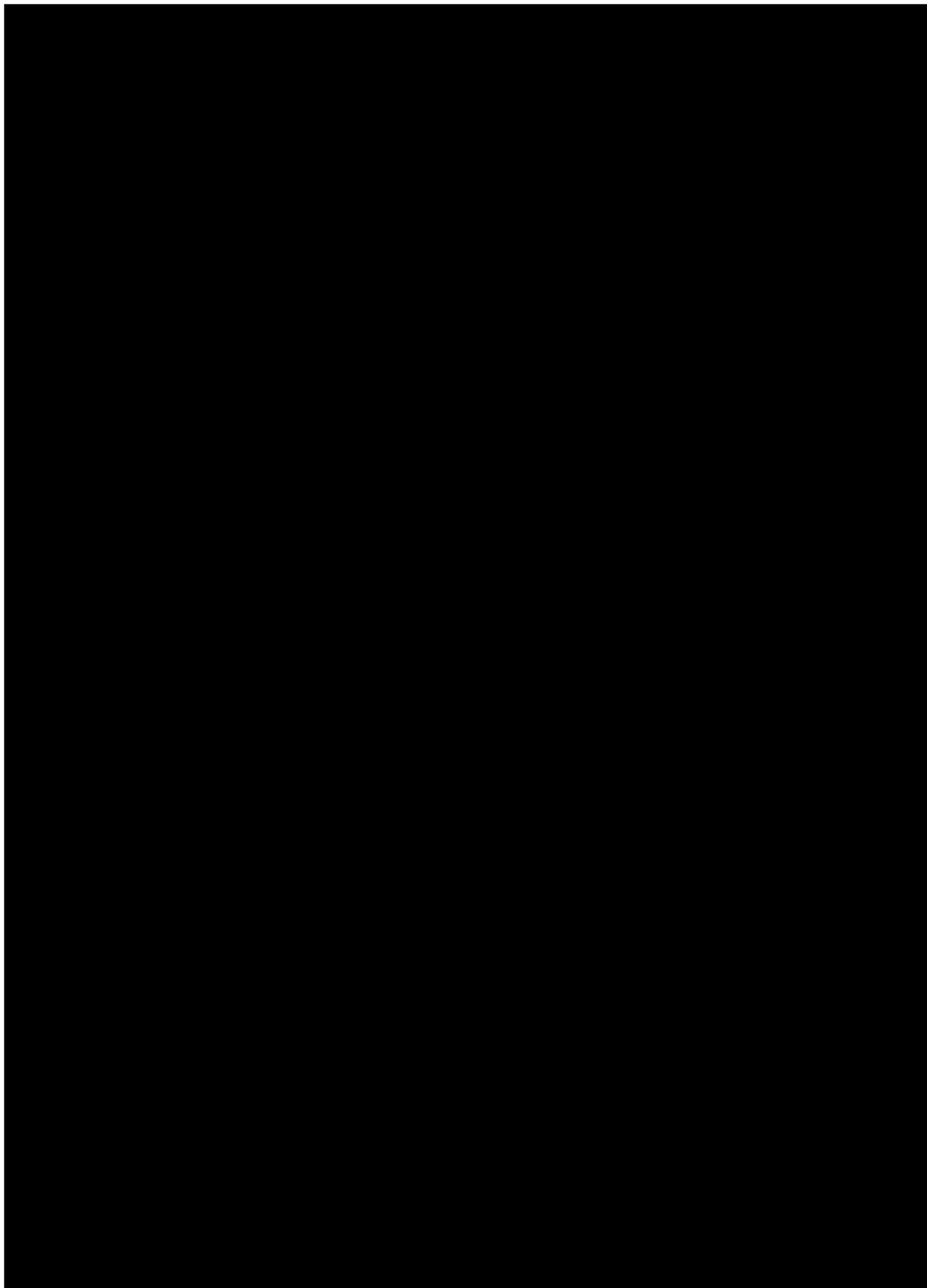


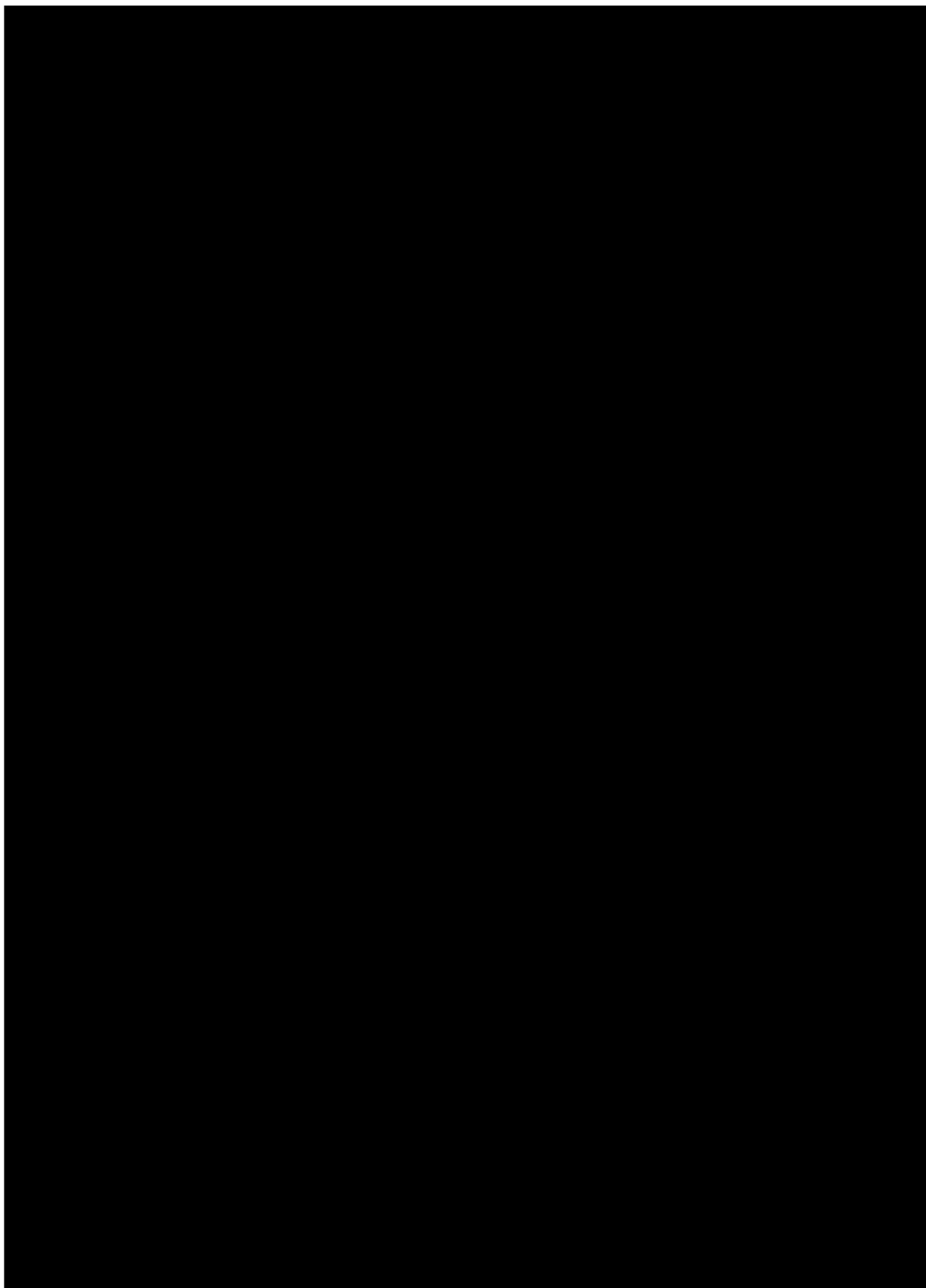


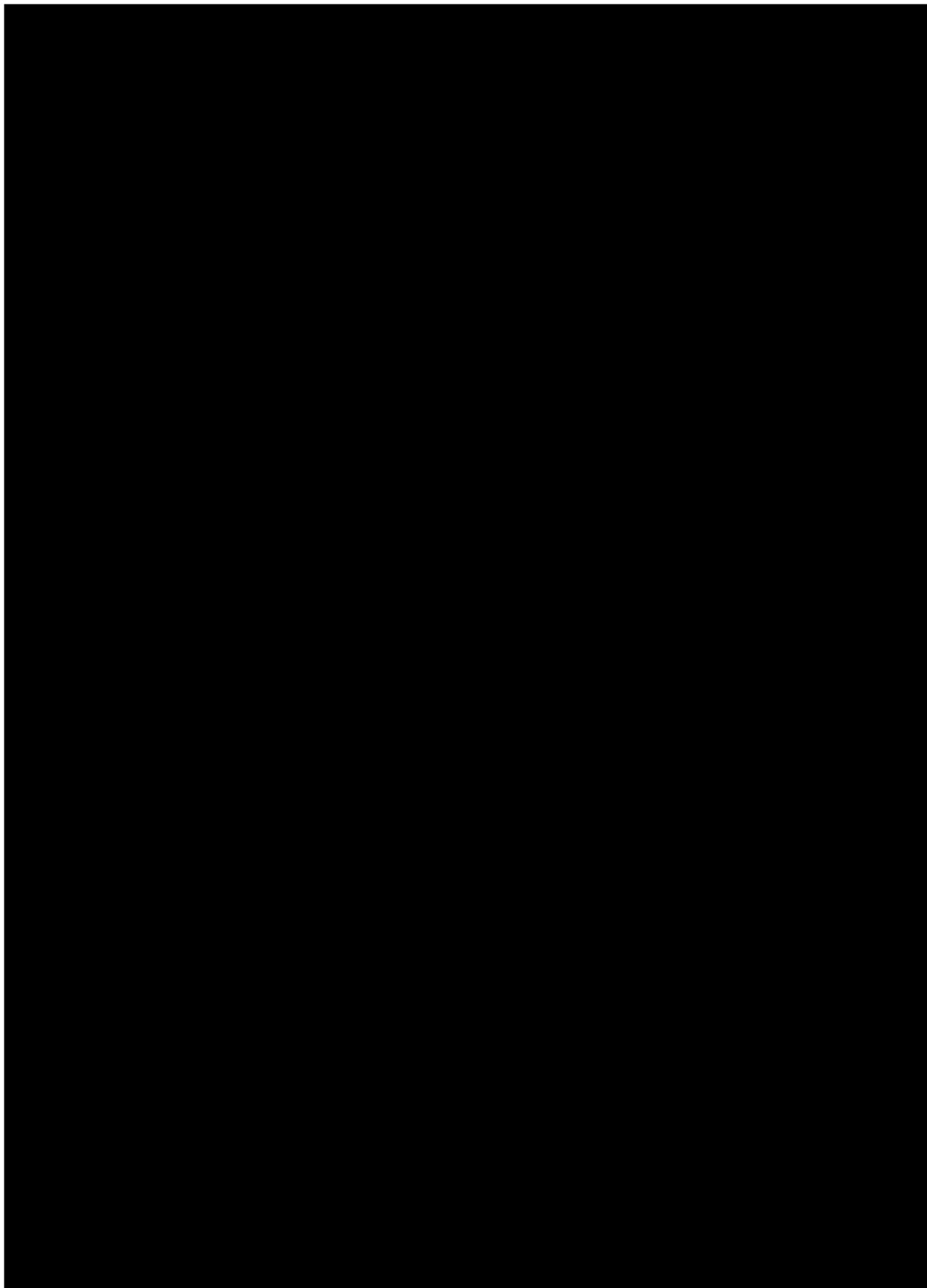


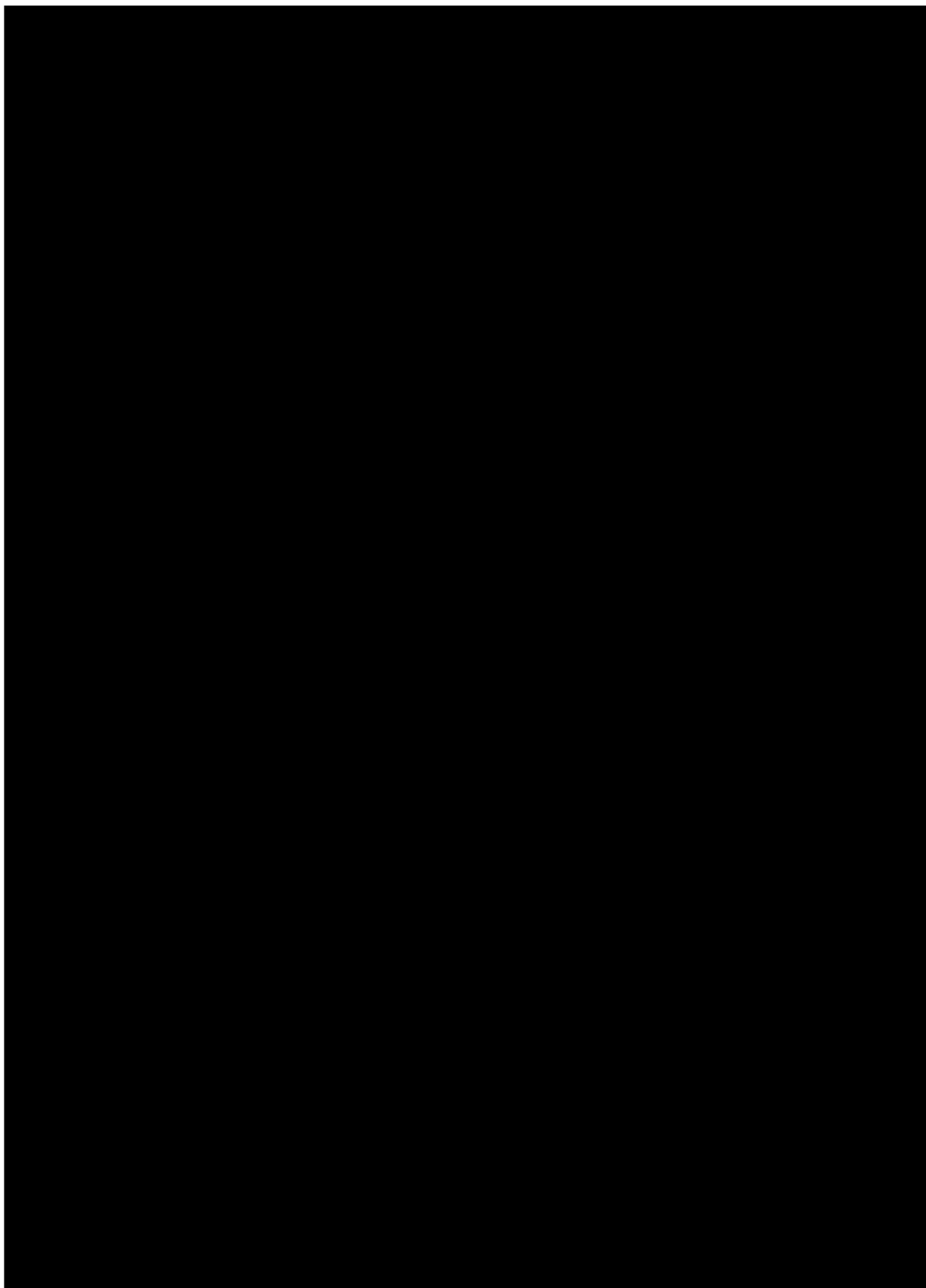


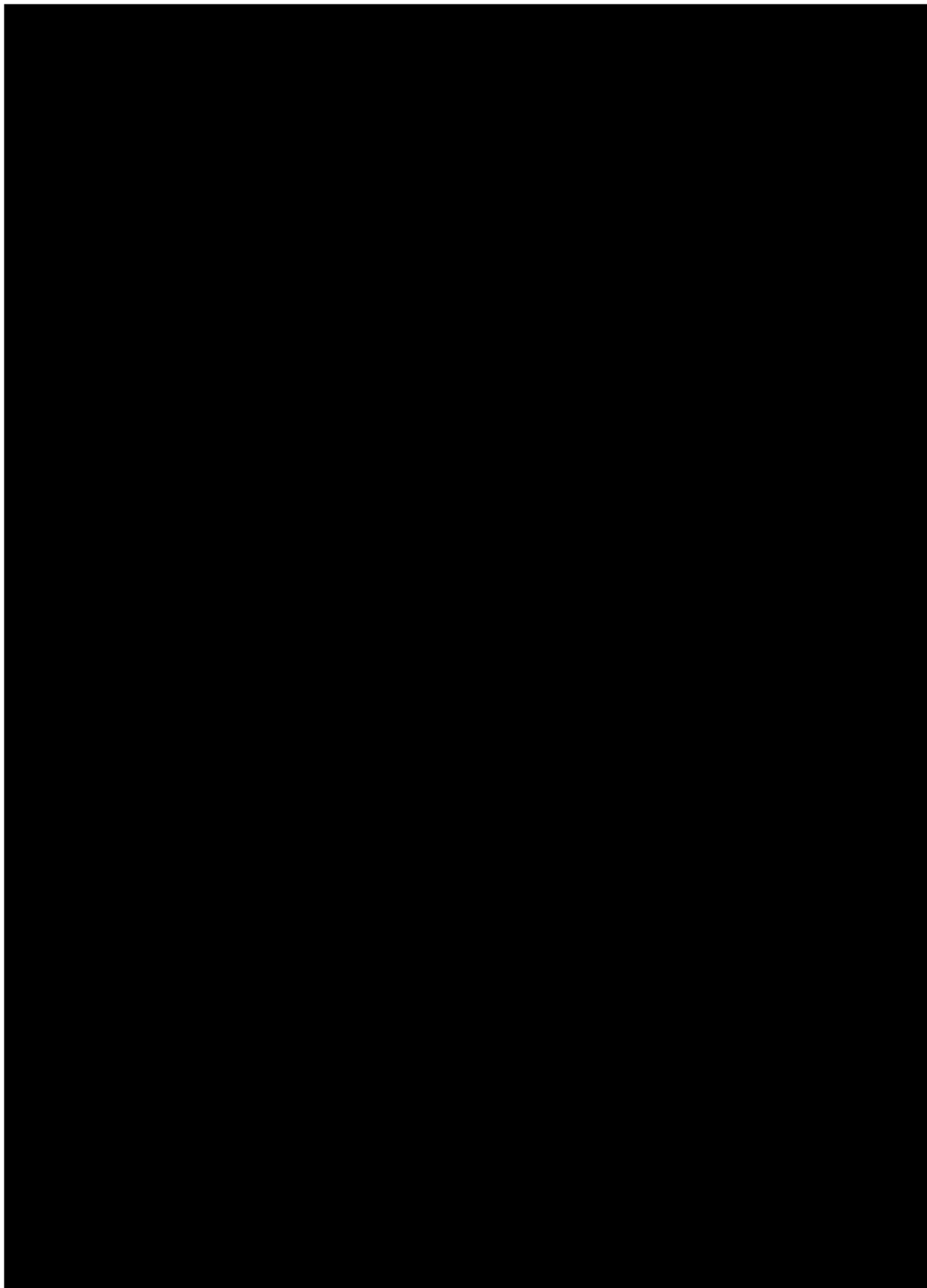


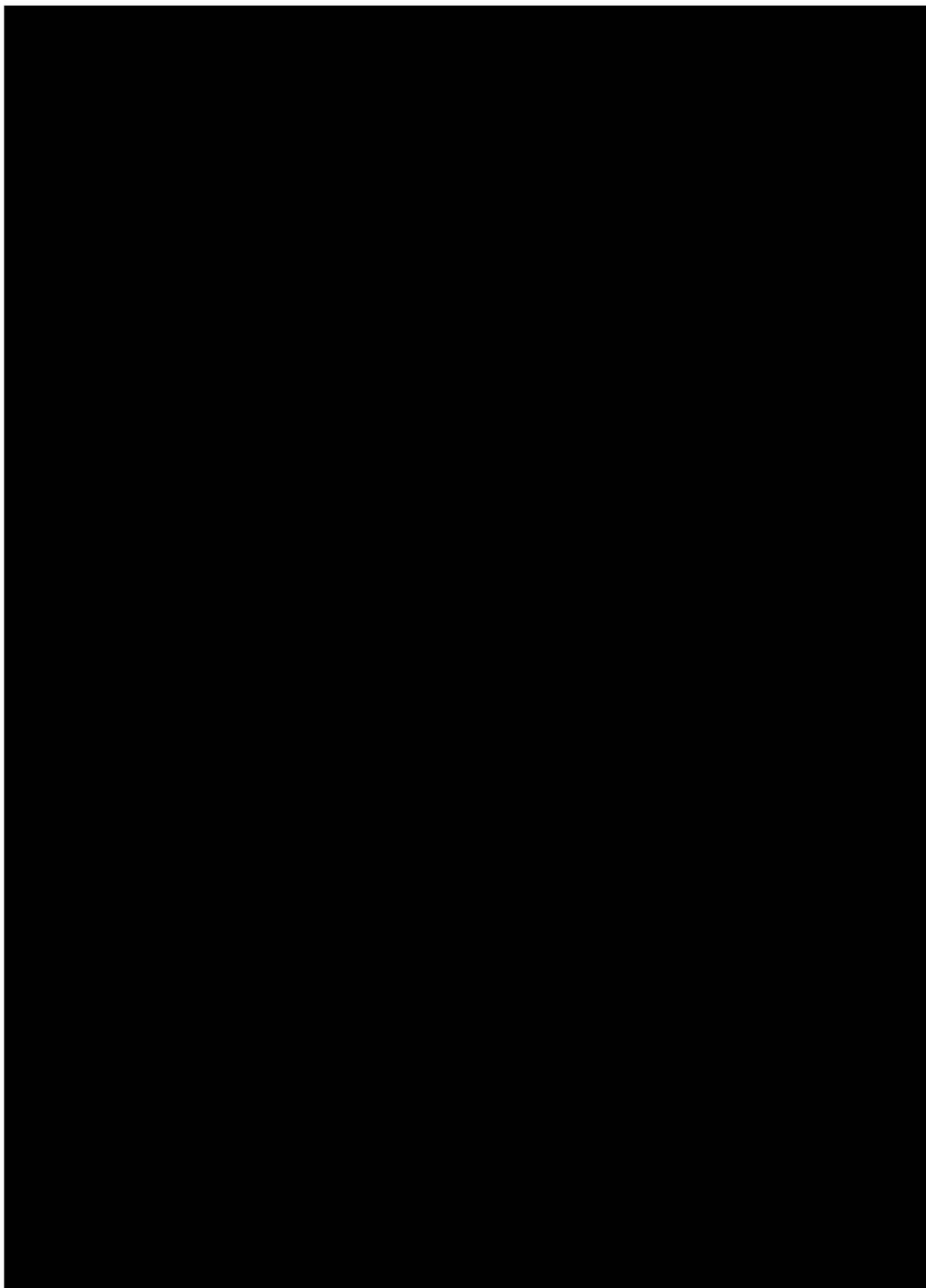


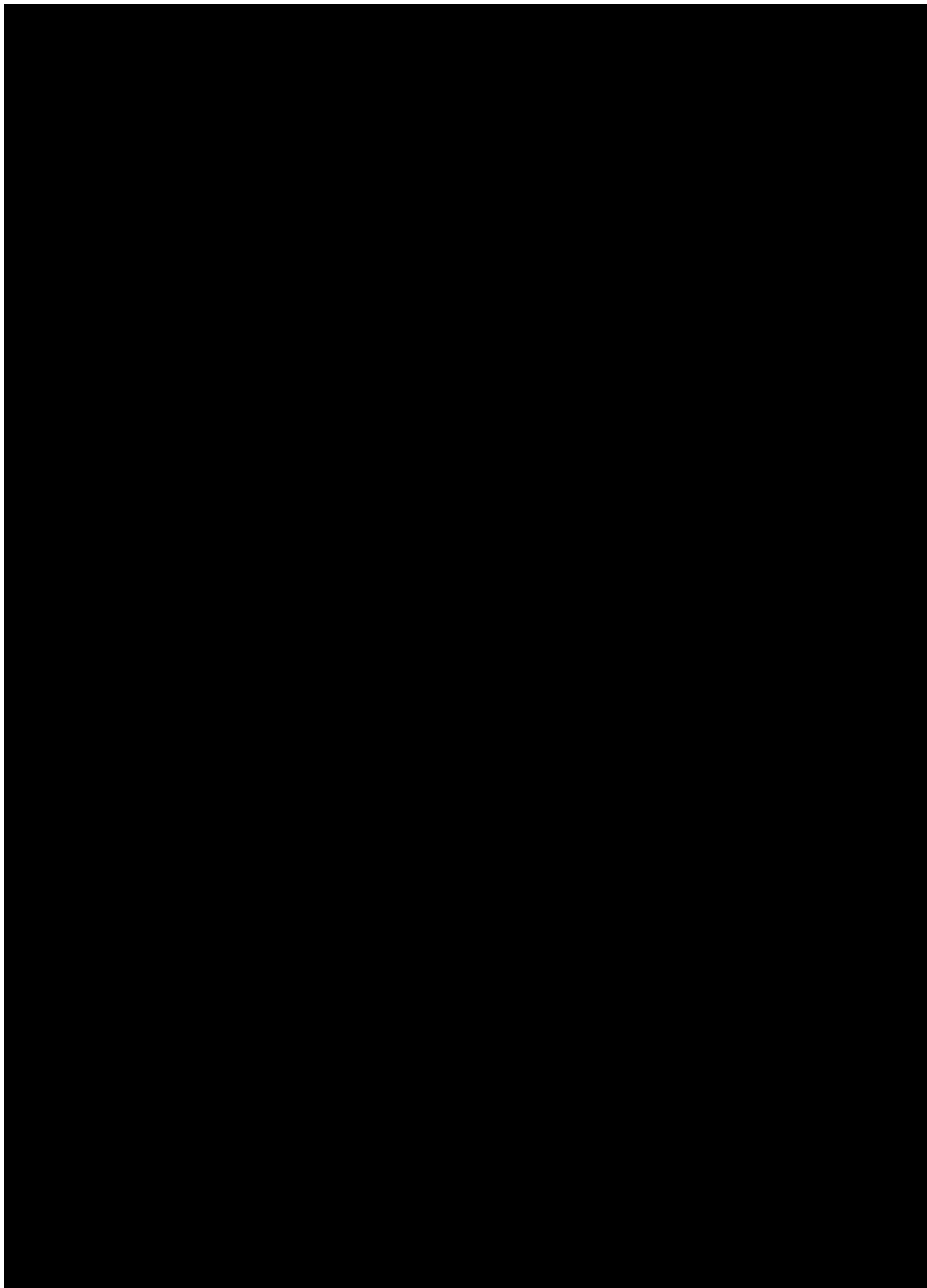


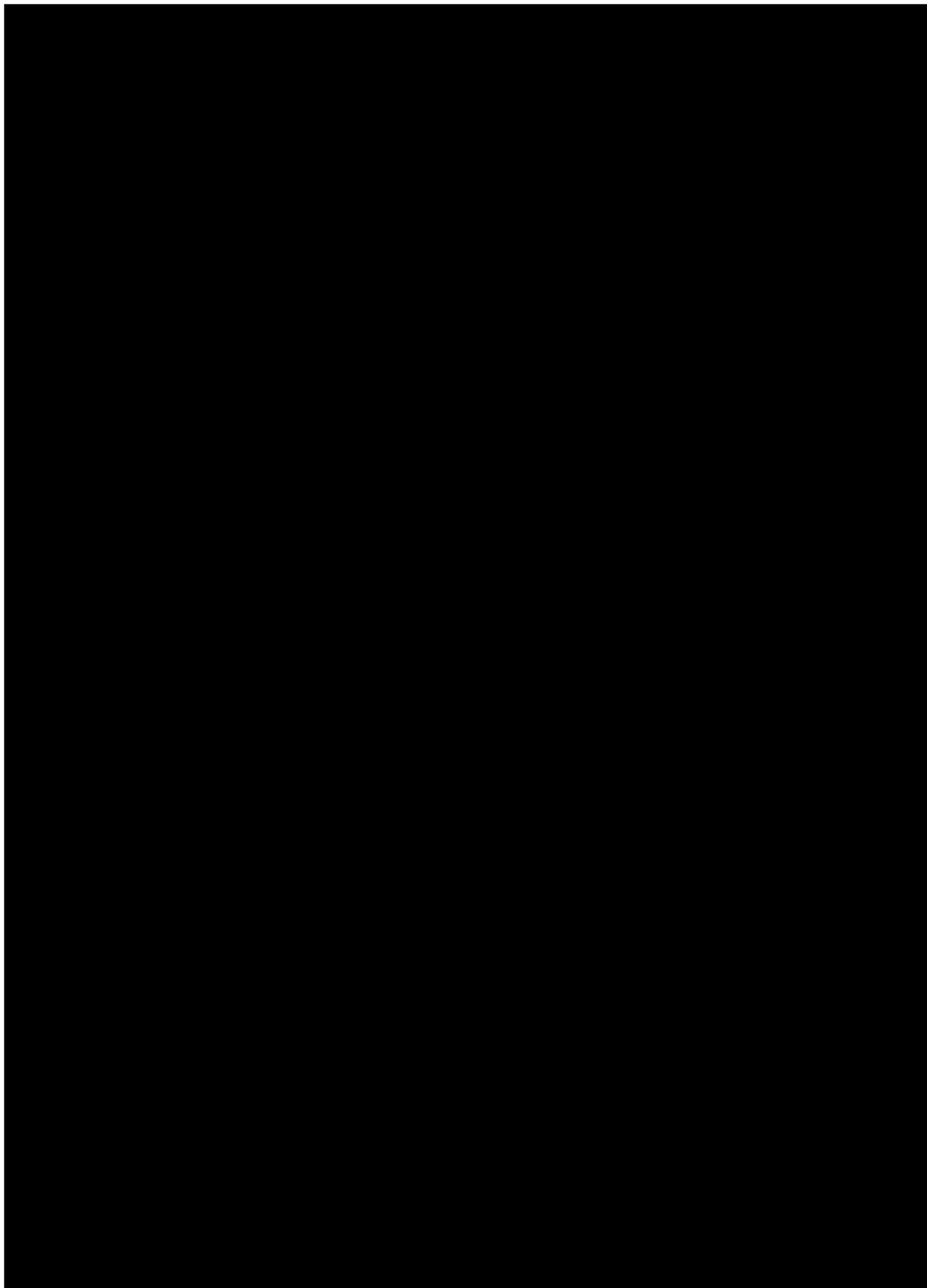


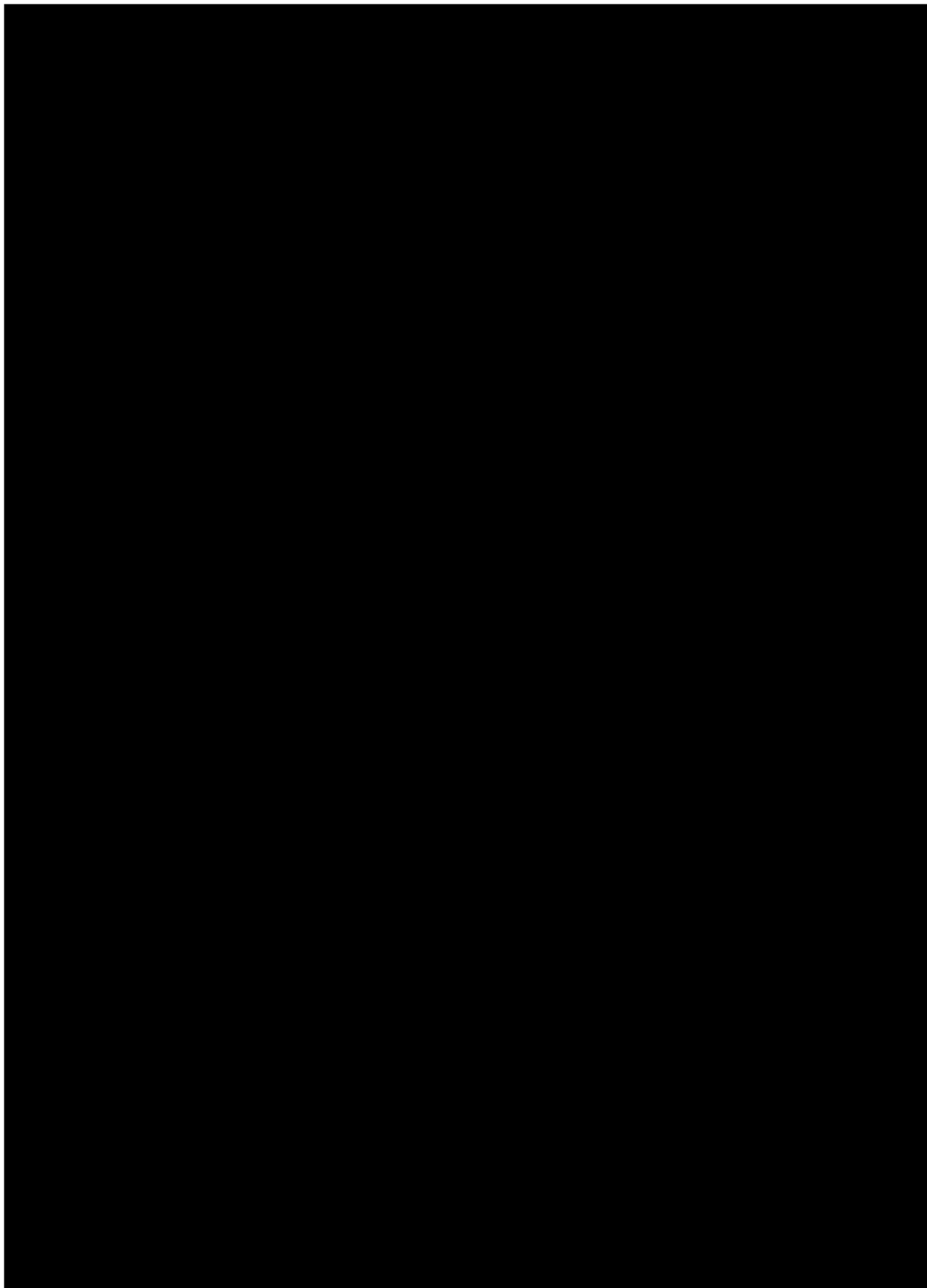


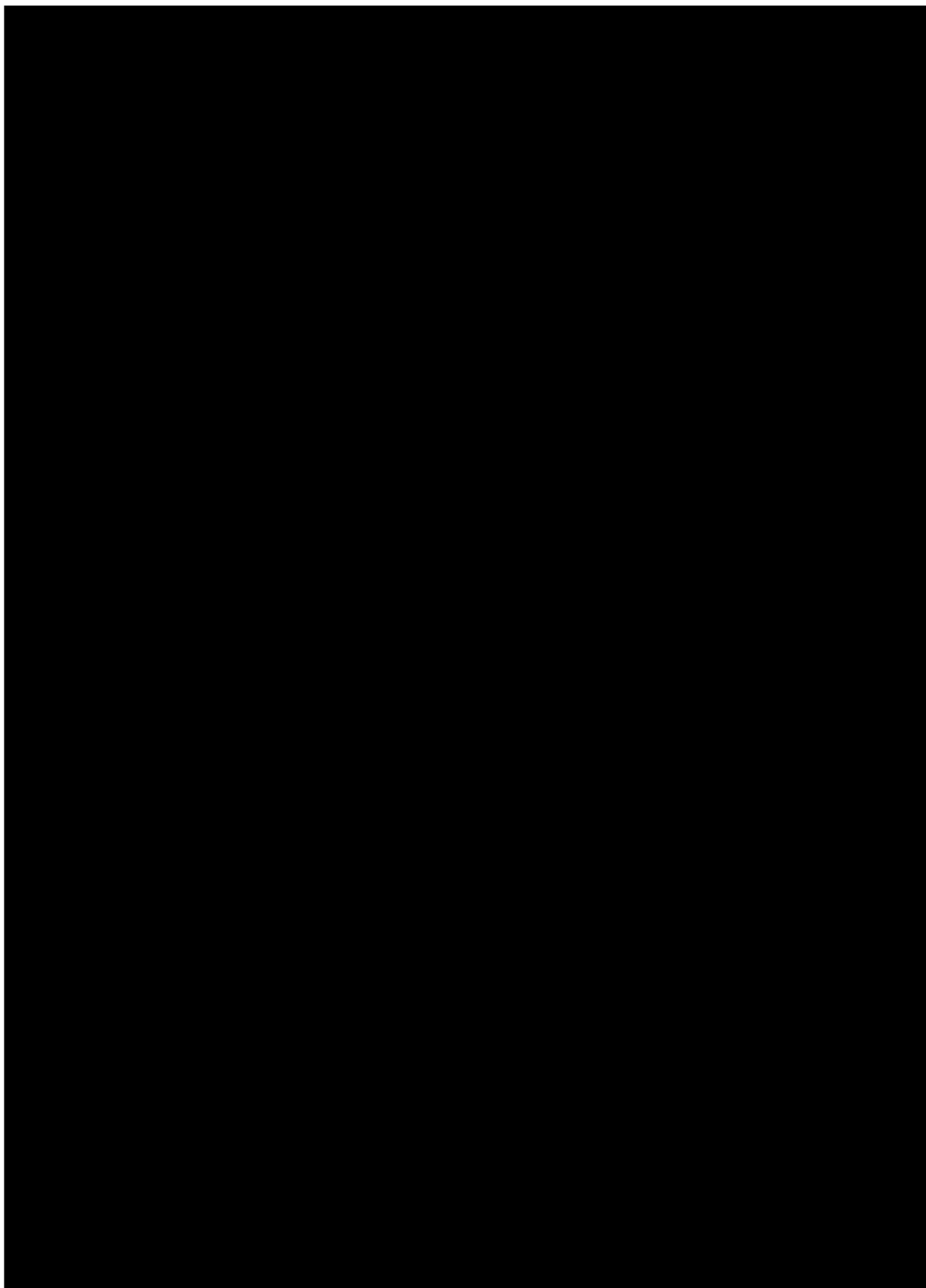


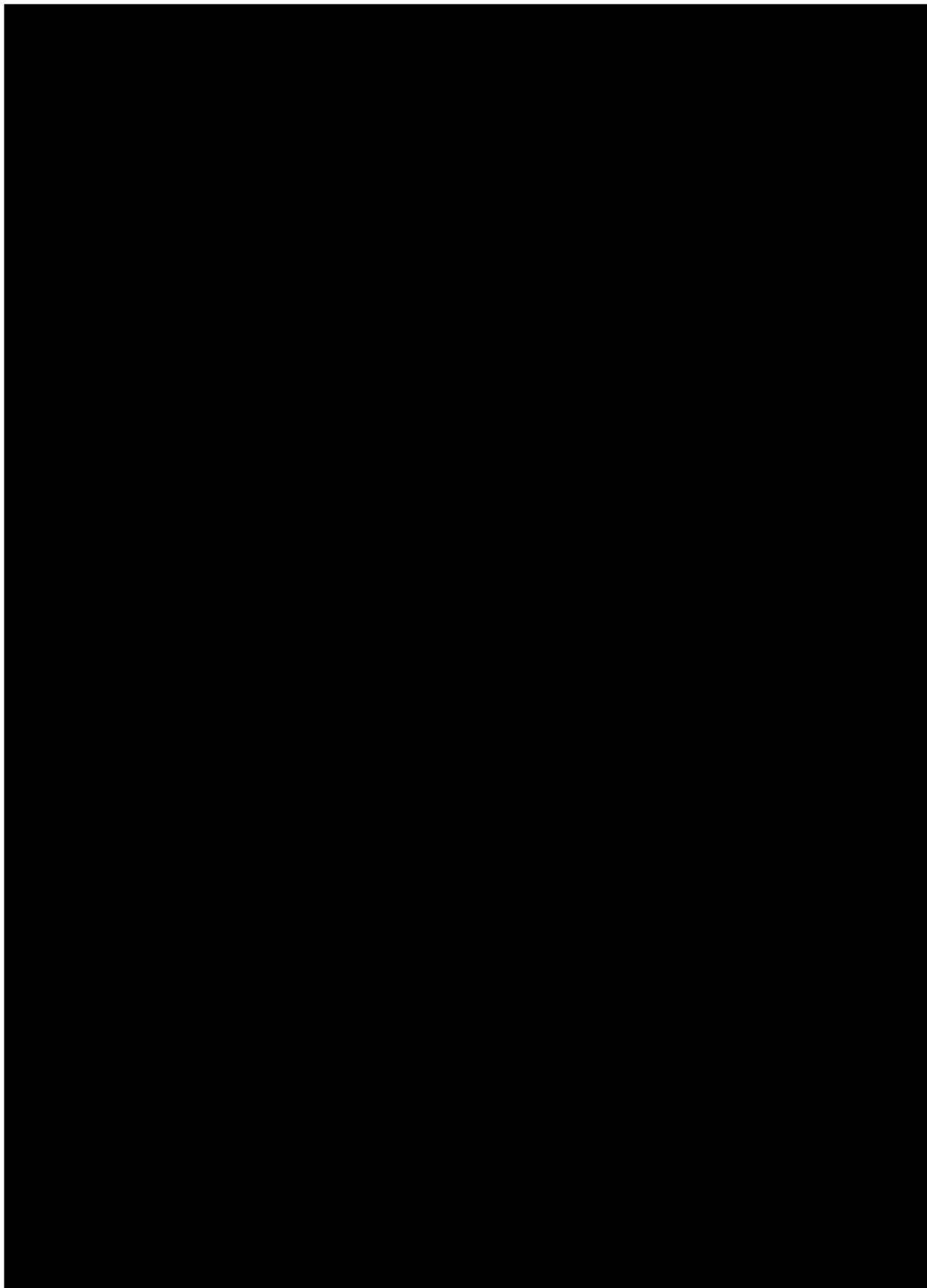


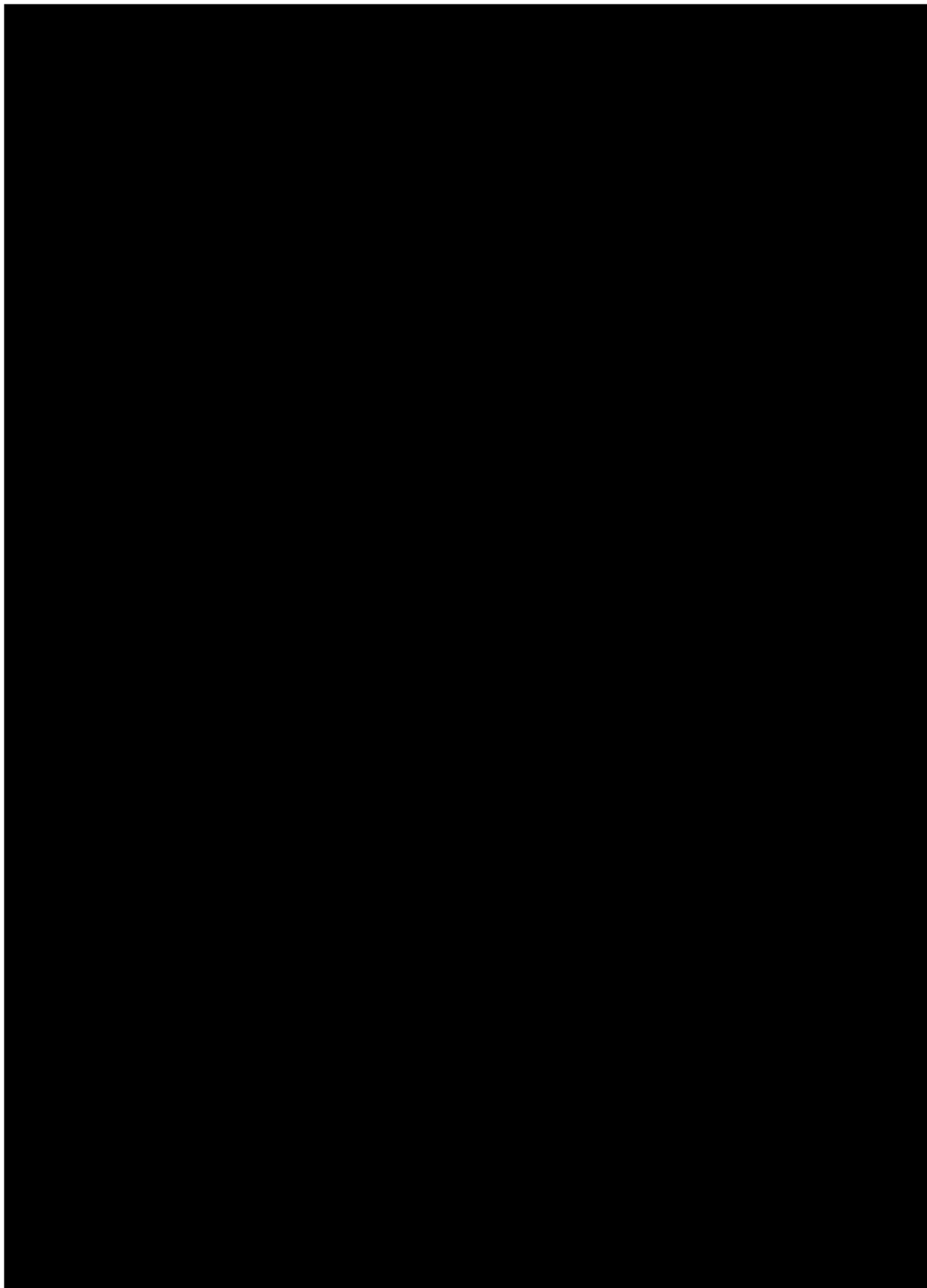












Annexe. 52. Liste des plantes ciblées pour leur forte attractivité pour les bourdons (et abeilles sauvages) en montagne pyrénéenne

En jaune les « groupes taxonomiques cibles (dominants selon les stations) »

Taxons/groupes taxonomiques	exploitations	Présence étude
Salix spp.	++ exploité Bourdons précoces (lucorum p. ex.)	Non retenus pour l'étude
Polygonum bistorta		1 station ? Non retenue pour l'étude
Stellaria holostea & spp.*	Andrena pas Bombus	
Cerastium spp. à grandes fleurs (pyrenaicum, alpinum,...)		
Primula spp.	Exploitation très modeste	2 stations
Soldanella spp.	Exploitation très modeste	1 station
Astrantia spp.		
Eryngium bourgati	+++ exploité Bombus + Andrena nuptialis, Andrena limata, Andrena congruens, Andrena simillima + Colletes floralis	Plusieurs stations
Autres Apiacées	Principalement Hylaeus et Andrena	Non retenues pour l'étude
Asperula spp. dont (Gallium) odoratum	+ exploité Andrena	
Cruciata spp.		
Lonicera spp.		Hors étage de l'étude tout comme Viburnum
Valeriana spp.	Exploitation modeste	
Dipsacus fullonum		Hors étage de l'étude ?
Knautia spp., Scabiosa spp. Succisa pratensis, Cephalaria leucantha	+++ exploité	Hors étage de l'étude pour une partie cortège mais Succisa pratensis, Knautia, Scabiosa colombaria
Rhamnus dont catharticus, saxatilis	?	
Gentiana lutea & Gentiana burseri	+++ exploité	
Cerinte, Onosma (Lithospermum), Echium, Symphytum, Borago, Pulmonaria	+++ exploité	
Scrophularia	+ exploité mais surtout Lasioglossum	
Linaria pyrenaica, Linaria alpina et autres linaires	++ exploité	

Asarina, Anthirrhinum		Pas de stations
Pedicularis sylvatica et autres	+++ exploité	2 stations
Digitalis spp.	+++ exploité	Quelque stations pays basque
Bartsia alpina	+++ exploité	2 stations
Euphrasia sp.	Occasionnellement exploité	
Odontites	Occasionnellement exploité	Pas de station
Rhinantus spp.	+++ exploité	
Melampyrum spp.	+++ exploité	
Teucrium pyrenaicum + autres espèces	+++ exploité	Au moins 1 station
Ajuga spp.	+++ exploité	Printemps quelques stations isolées avec quelque spieds
Stachys, Lamium, Galeopsis	+++ exploité	Peu de stations
Horminum pyrenaicum, Salvia spp.	+++ exploité	Quelques stations
Scutellaria alpina	Exploité mais à mesurer	A localiser
Geranium sp. vivaces	+++ exploité	Aspe notamment
Heleborus spp.	+ exploité	Quelques stations (Pays Basque notamment)
Aquilegia spp.	Bombus langue longue	Stations ?
Aconitum spp.	+++ exploité	1 ou 2 stations (Aspe)
Ranunculus spp.		
Muscari spp.		Pas de stations a priori
Asphodelus albus	+++ exploité	Quelques stations (Pays Basque)
Allium spp.	occasionnel	1 station
Hypericum spp.	occasionnel	
Helianthemum spp.	occasionnel	
Papaver	+ exploité	Pas de stations
Chelidonium	++ exploité	
Corydalis	+ exploité	Pas de stations
Brassicacées diverses	Peu exploité (fleurs trop petites) par contre Lasioglossum, Andrena, ..	
« Pyroles »	++ exploité	Pas de stations
Arctostaphylos uva- ursi	+++ exploité	Nombreuses stations
Rhododendron ferrugineum	+++ exploité	Quelques stations
Calluna vulgaris	+++ exploité	Nombreuses stations
Erica tetralix	+++ exploité	1 station pays Basque
Erica vagans + Erica ciliaris	+++ exploité	Quelques stations
Erica vagans	+++ exploité	Pas de stations à priori



Vaccinum myrtillus	+++ exploité	
Vaccinum uliginosum	+++ exploité	1 station
Vaccinum vitis-idaea	+++ exploité	Pas de stations a priori
Campanula spp.	Peu exploité mais autres taxons	Quelques stations
Phyteuma spp.	++ exploité	Quelques stations
Solidago virgaurea	++ exploité (worker)	
Aster sp.	+ exploité	Quelques stations
Inula, Anthemis, Matricaria, Tanacetum, leucanthum, Chrysanthemum, A chillea, Arnica, Doronicum, Senecio	Peu exploité	
Tussilago, Petasites, Homogyne, Adenostyle	++ exploité	Quelques stations
Arctium minus	+++ exploité	Présence ?
Carduus carlinoides, Carduus nutans et autres	+++ exploité	Oui quelques stations avec au moins carlinoides
Cirsium glabrum, Cirsium carniolicum, Cirsium palustre, Cirsium eriophorum, Cirsium tuberosum	+++ exploité	Oui nombreuses stations
Onopordon acaule		Presence ?
Serratula & Centaurea	+++ exploité	peu de pieds/stations
Carlina acaulis Carlina acanthifolia	+++ exploité	Plusieurs stations
Sempervivum spp.	Peu exploité	Quelques stations
Saxifraga spp.	?	Quelques pieds
Ribes sp.	+++ exploité	Stations ?
Rubus sp	+++ exploité	quelques stations de R. idaeus
Rosa spp.	Peu exploité	Quelques pieds
Geum, Potentilla	++ exploité	Pieds et stations selon espèce
Sorbus	Peu exploité	?
Cytisus purgans	Peu exploité	
Sarothamnus scoparius, Genista	+ exploité	
Ulex spp. gallii dominant	++ exploité	
Trifolium spp. (alpinum, rubens,alpestre, ochroleucon principalement)	+++ exploité	Oui dispersé
Anthyllis,	+++ exploité	Anthyllis plusieurs stations



les sentinelles du climat

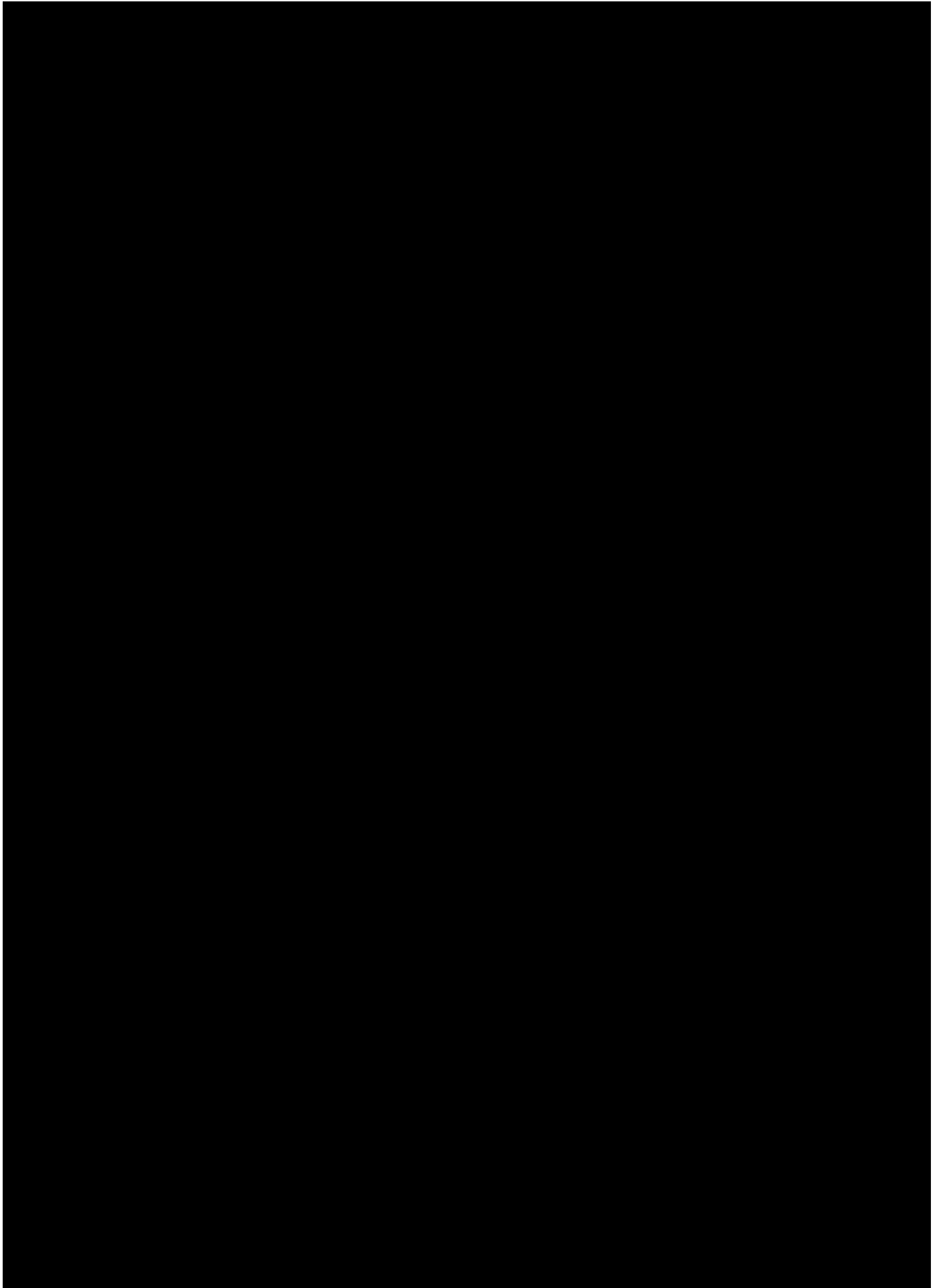
Astragalus, Oxytropis	+++ exploité	?
Lotus spp.	++ exploité	
Ononis spp.	+++ exploité	?
Vicia , lathyrus	+++ exploité	Quelques stations
Epilobium angustifolium	+++ exploité	1 station ?
Daphne cneorum, Daphne laureolum	?	Quelques pieds

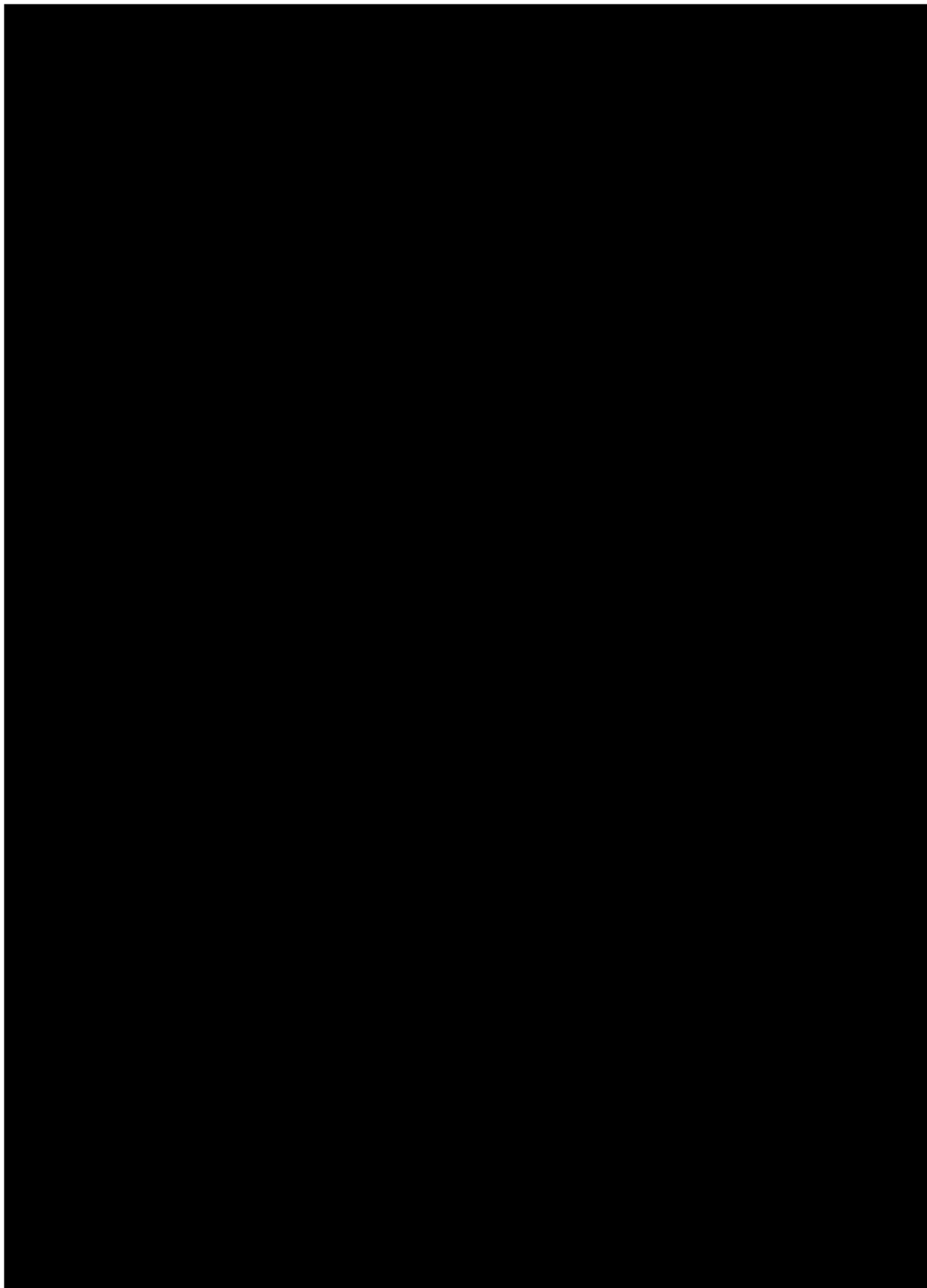


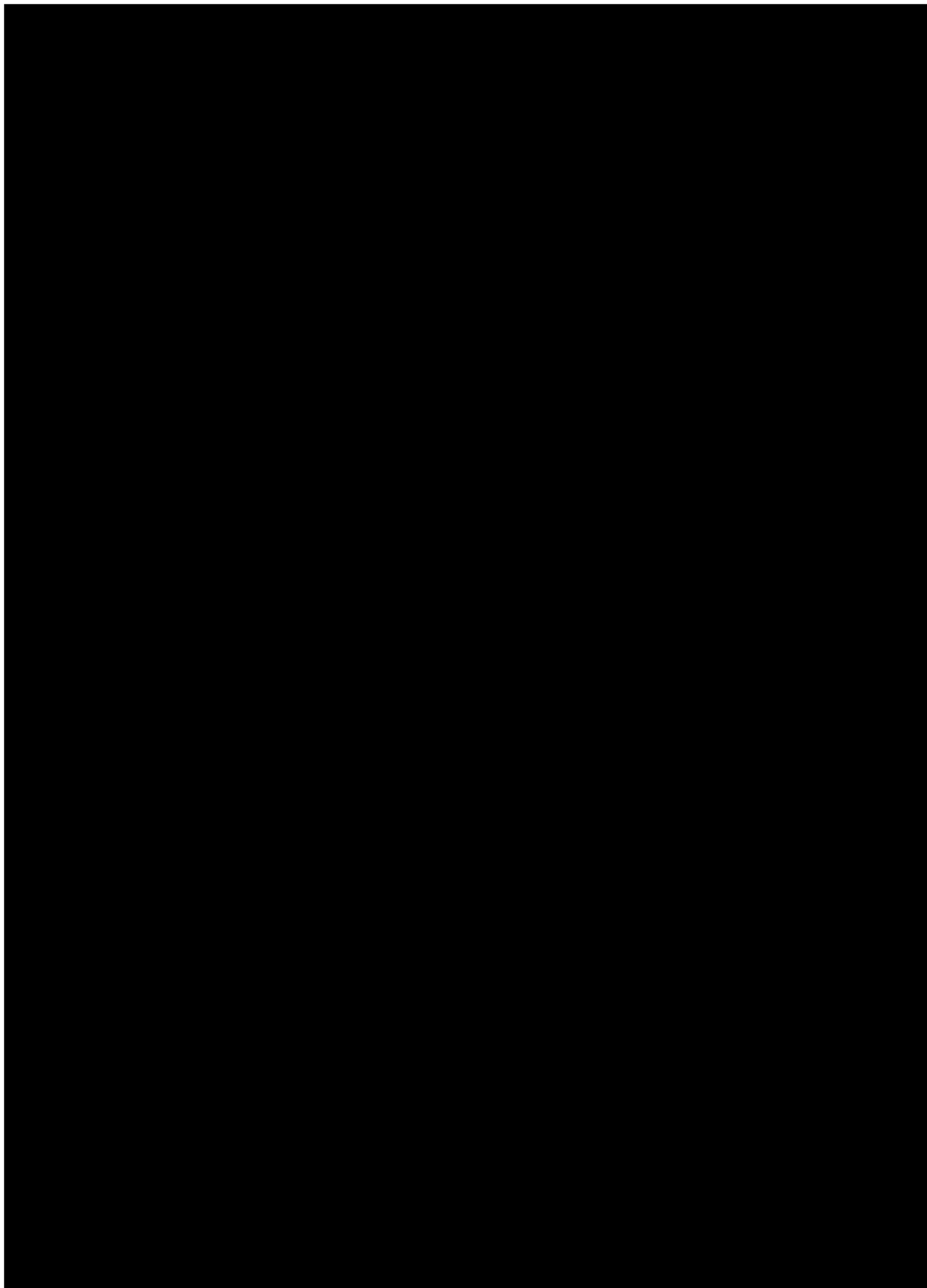
Annexe. 53. Fiche de relevé du suivi de la Grenouille des Pyrénées

Tronçon n°		Observateur :		Année :	
		N-O		N-E	
		S-O		S-E	
Aide localisation :					
Altitude (m)					
Largeur max. (m)					
Largeur min. (m)					
Dénivelé (m)					
Exposition					
Nombre de vasques					
Diamètre de la plus grande vasque					
Substrat / Granulométrie					
Distance source					
Présence connue de <i>P. leniusculus</i> dans le ruisseau					
Hiver précédent			Température		
			Pluviométrie		
Paysage	Boisement feuillu				
	Boisement résineux				
	Boisement mixte				
	Bocage				
	Prairie				
	Sol nu				
	Autres				
Elevage					
Strates de végétation (%)	Strate muscinale				
	Strate herbacée				
	Strate buissonnante				
	Strate supérieure				

Annexe. 54. Cartographie des sites de suivi de lézards de montagne









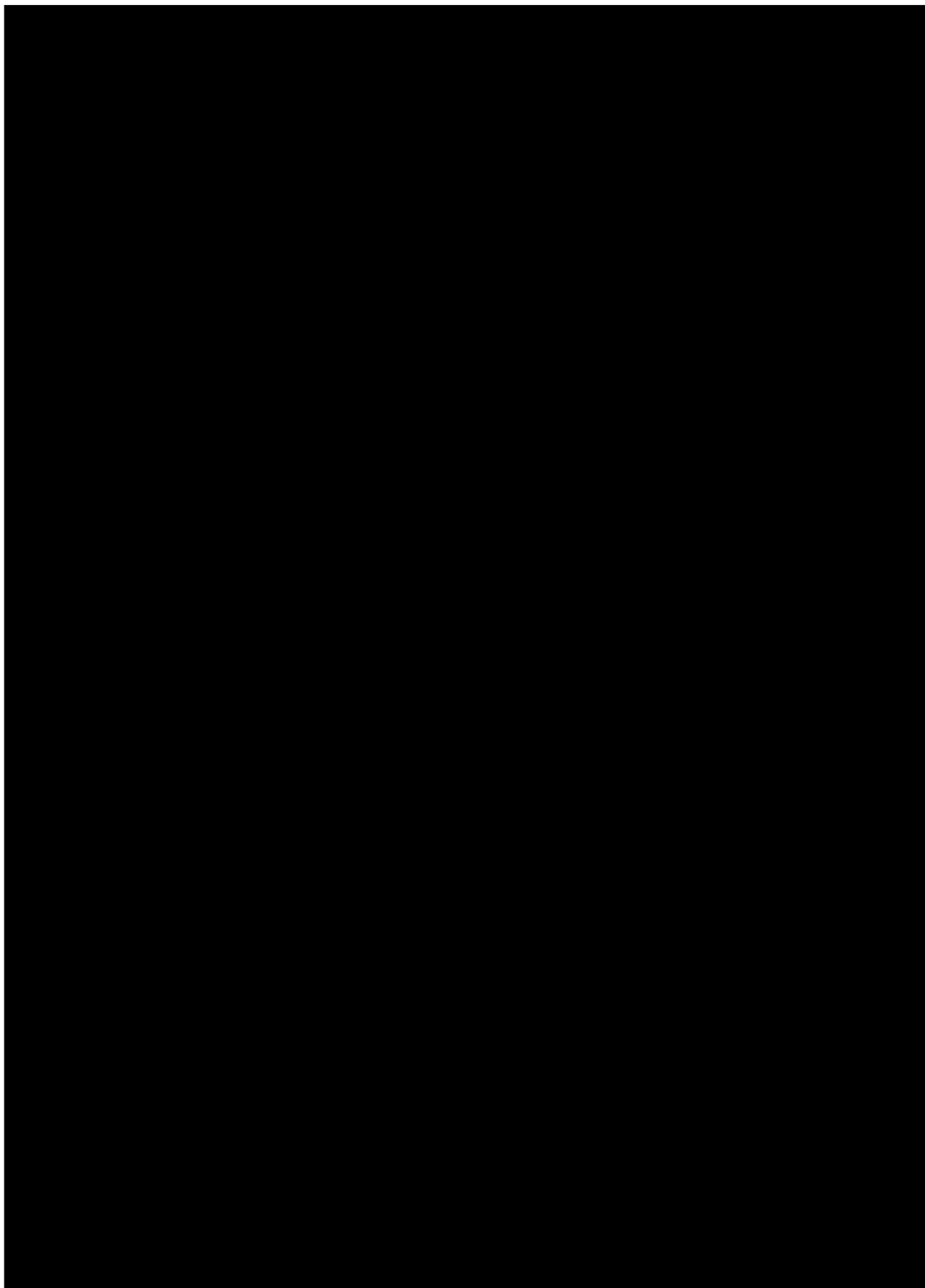
Annexe. 55. Fiches de relevé du suivi des lézards de montagne

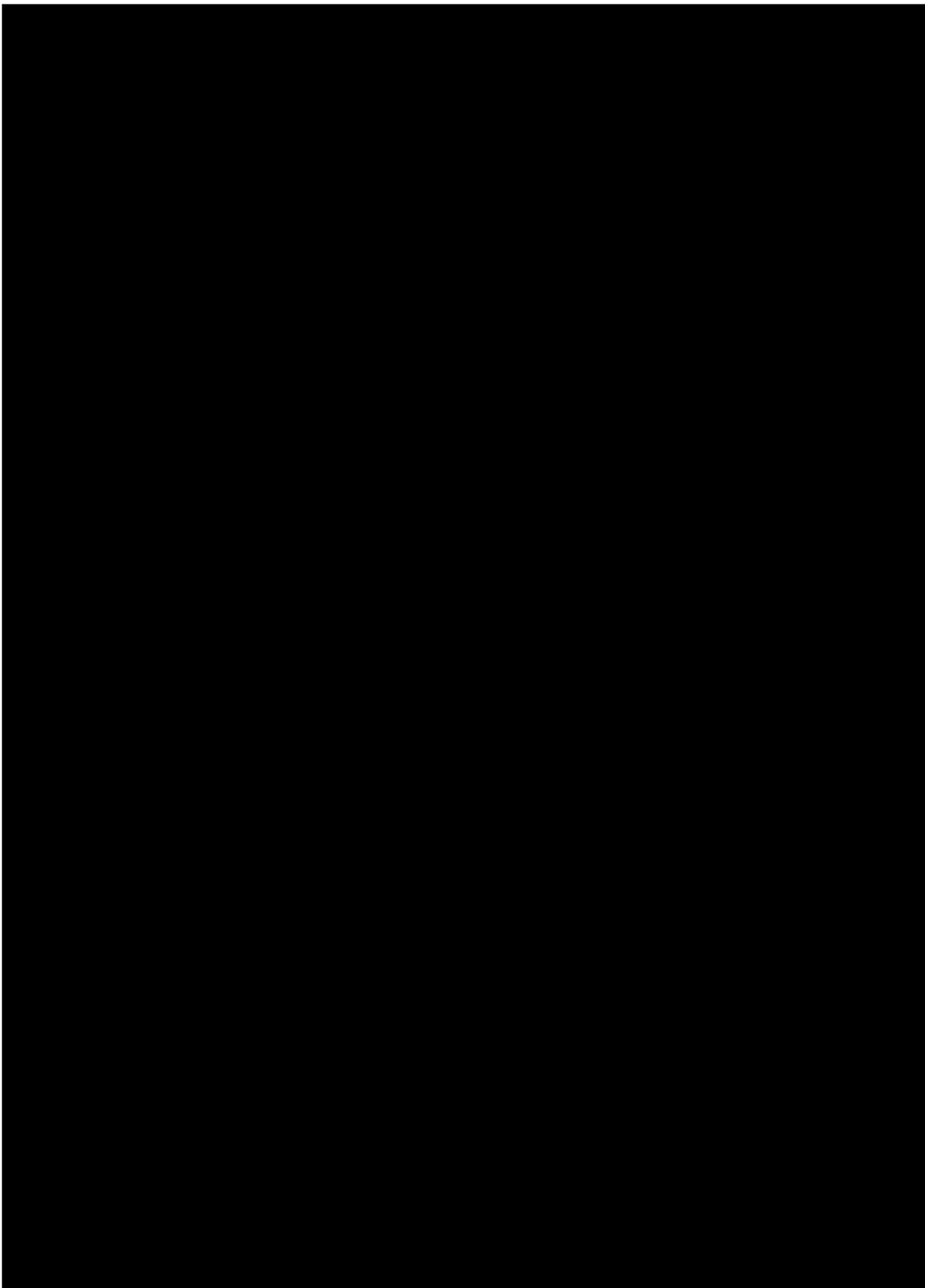
Fiche de relevé Lézard Catalan

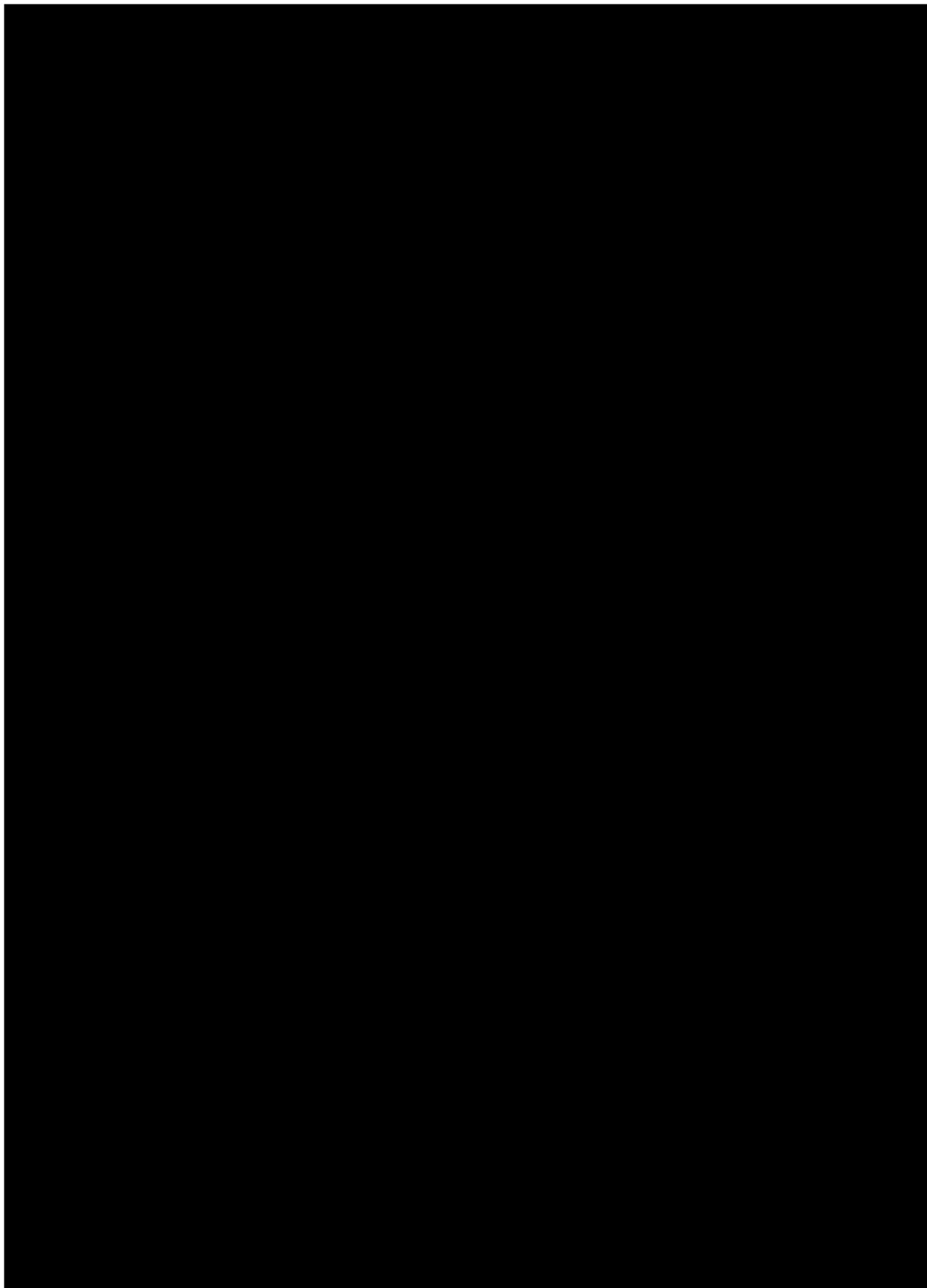
Site	
N° placette	Année
Aide localisation	
Altitude	
Hiver précédent : T°C & Pluvio	
Type de substrat	
Strates de végétation (%)	roche nu
	muscinale
	herbacée
	buissonnante
	supérieure (+ type : feuillu, épineux, mixte)

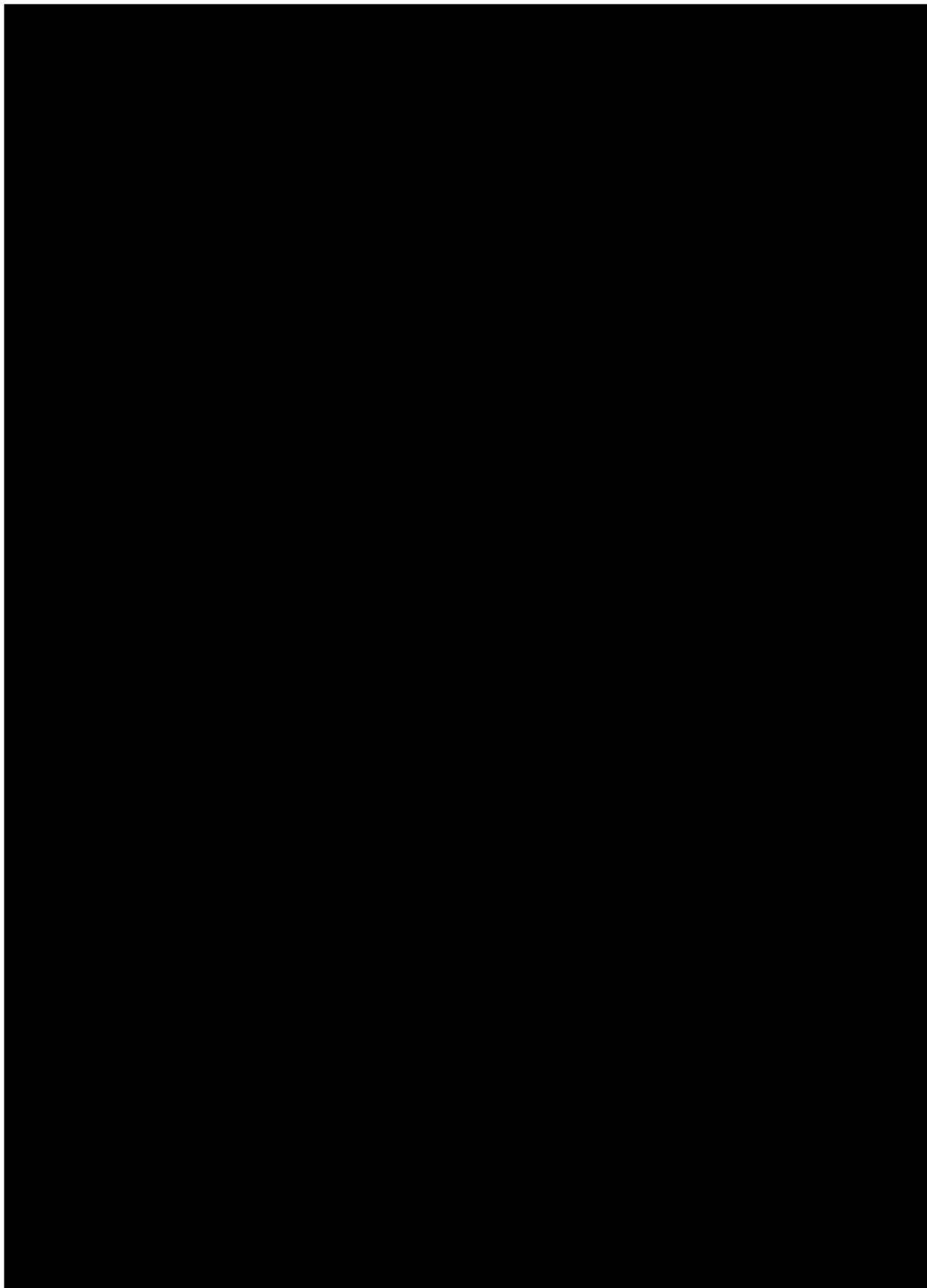
Passage		1	2	3
Observateur				
Date				
Heure	Début			
	Fin			
Météo	T°C			
	T°C 7jours			
	Nébulosité			
	Pluvio.			
	Pluvio 7j.			
	Vent (m/s)			
Contact Lézard	PMM			
	PMF			
	PMJ			
	PMI			
	PLM			
	PLF			
	PLJ			
	PLI			
	Indéter.			
Contact autre faune				
Commentaire				

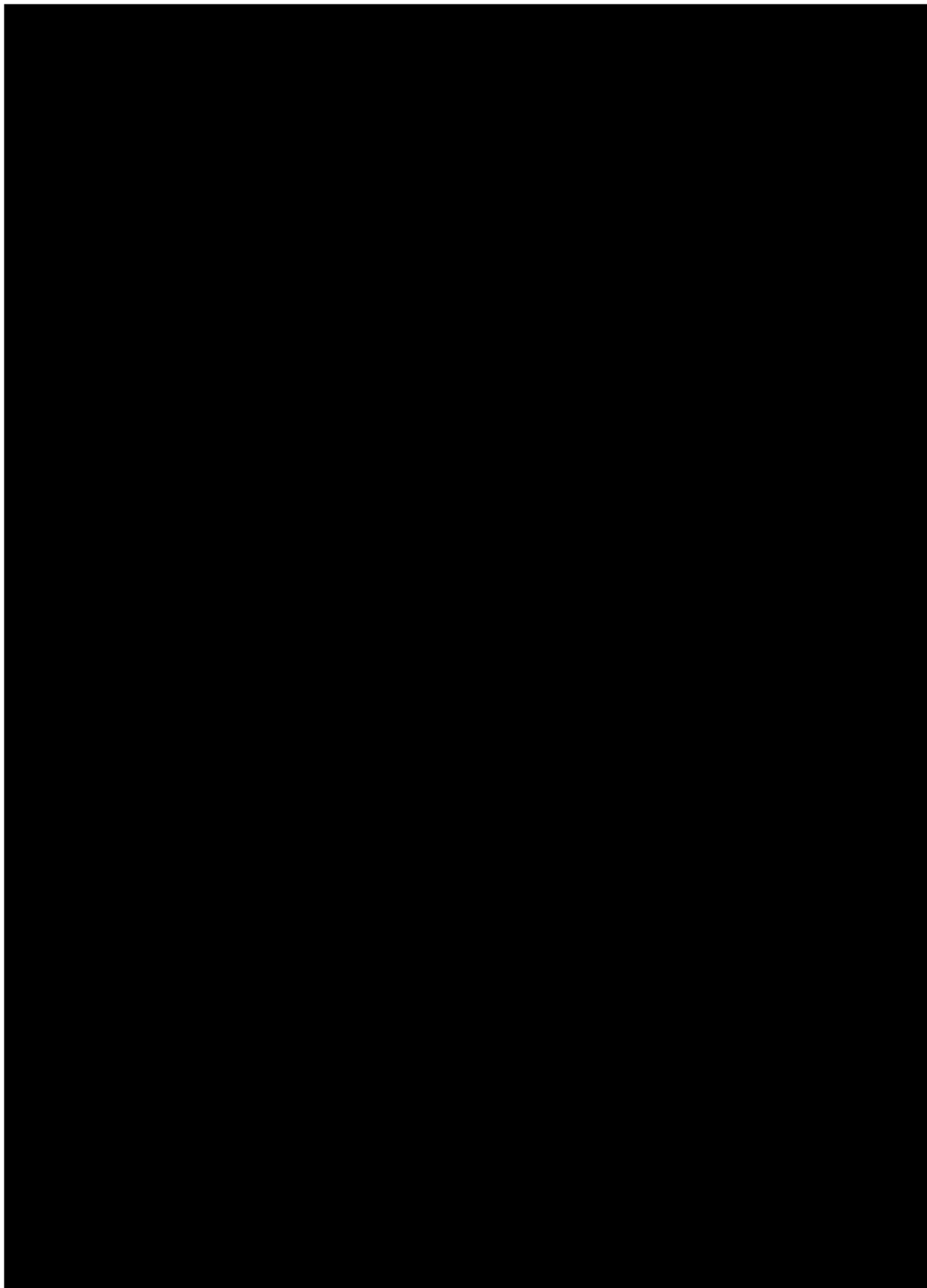
Annexe. 56. Cartographie des sites de suivi de la Marmotte des Alpes

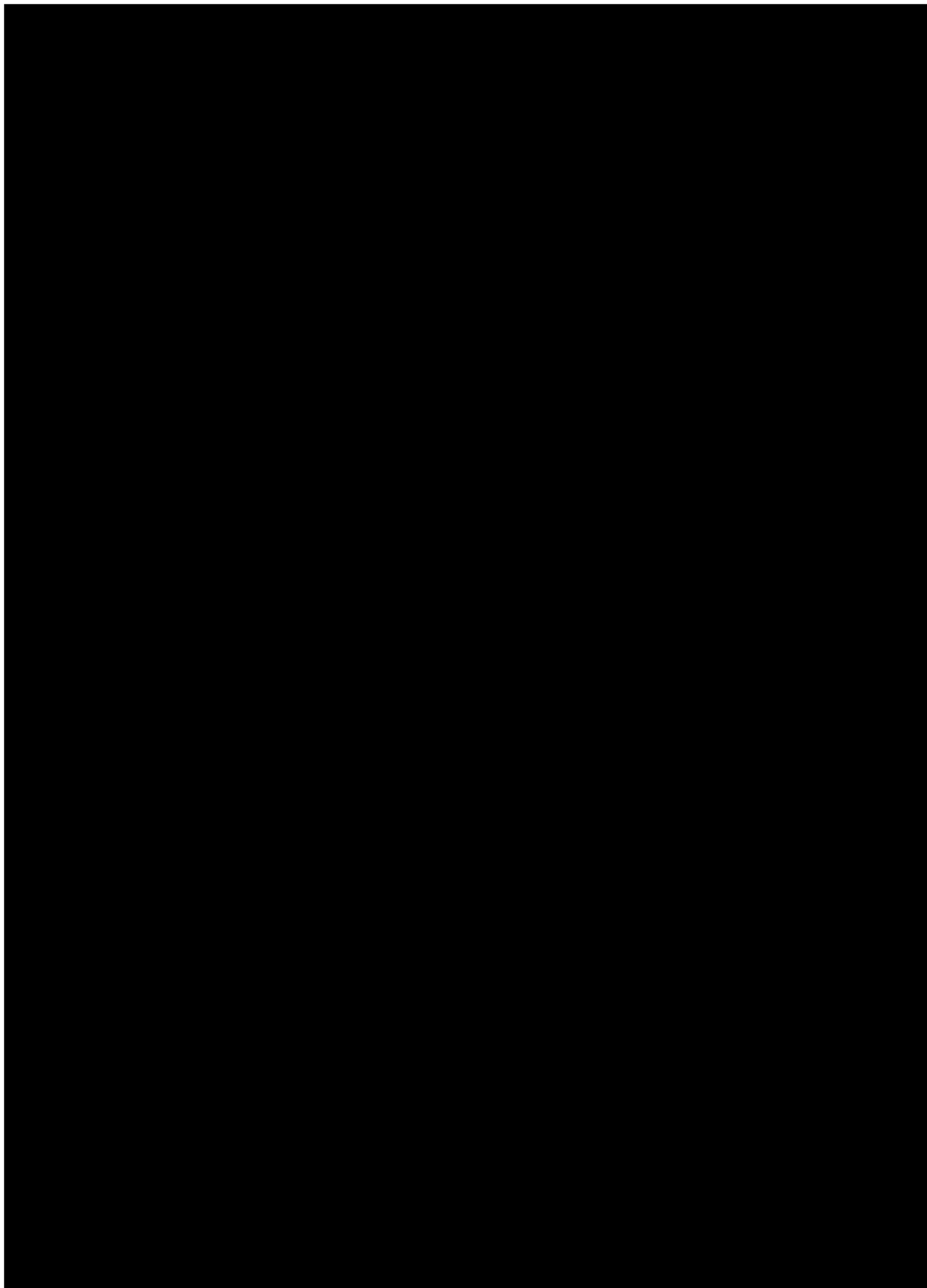


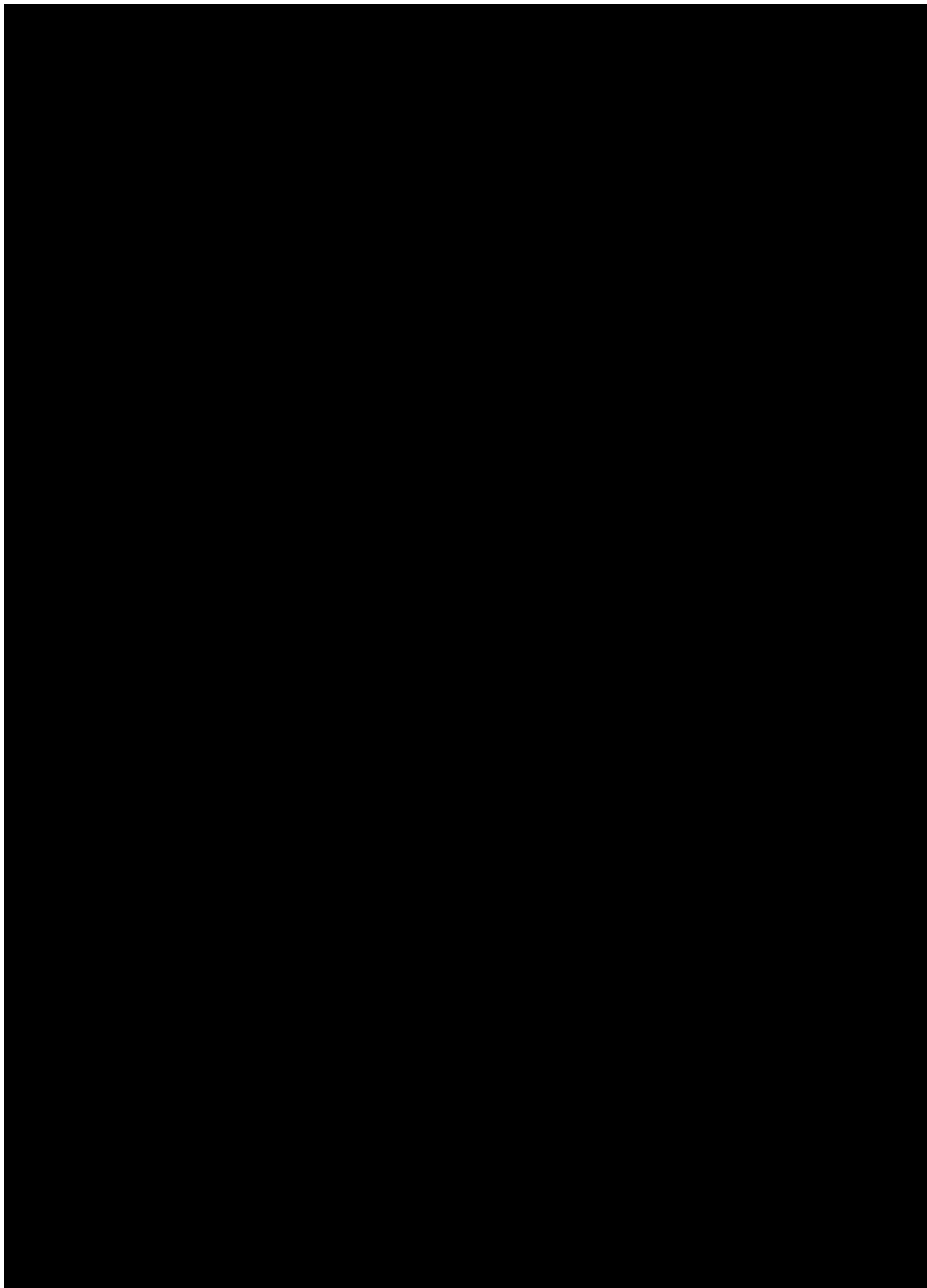


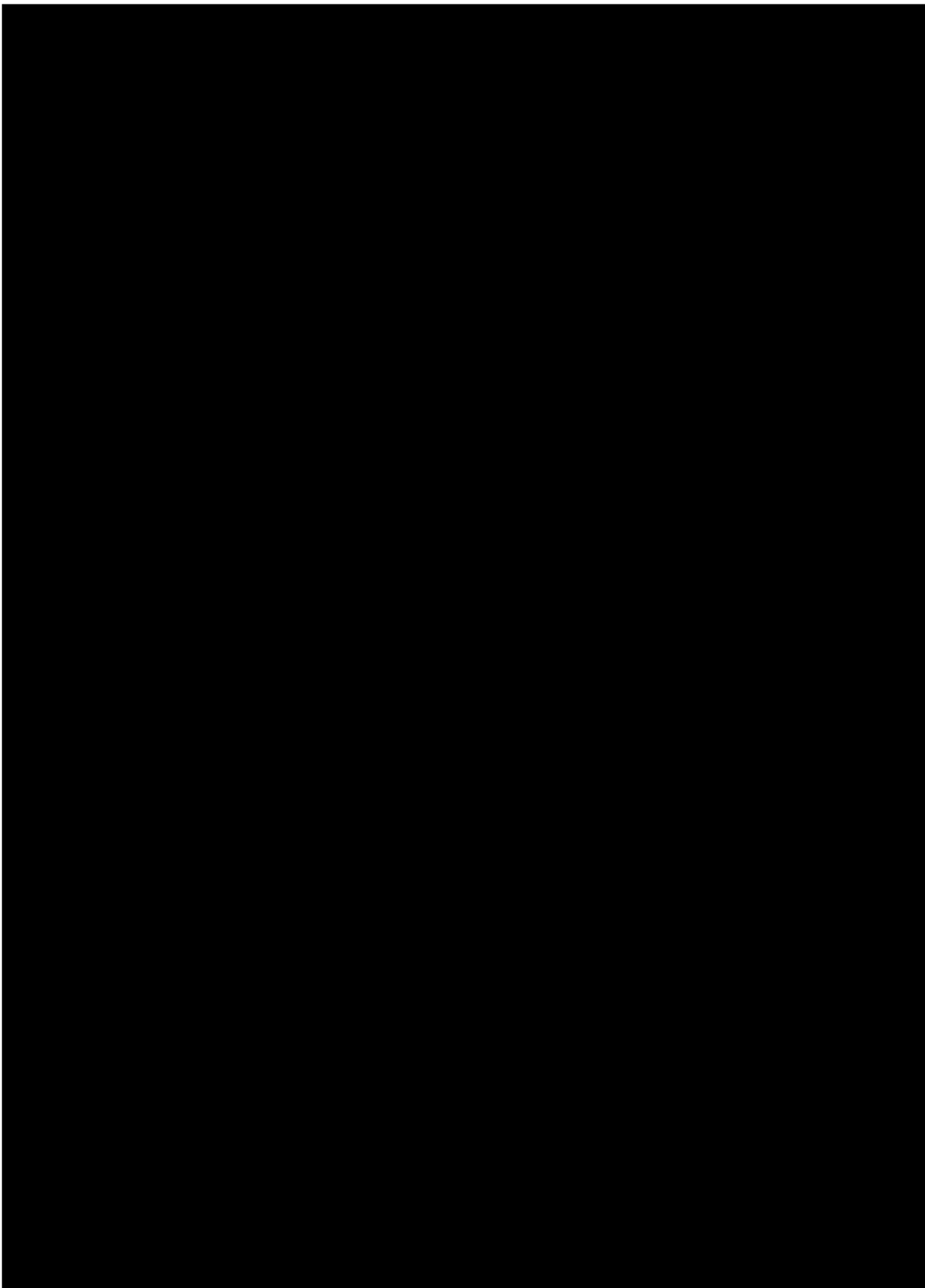


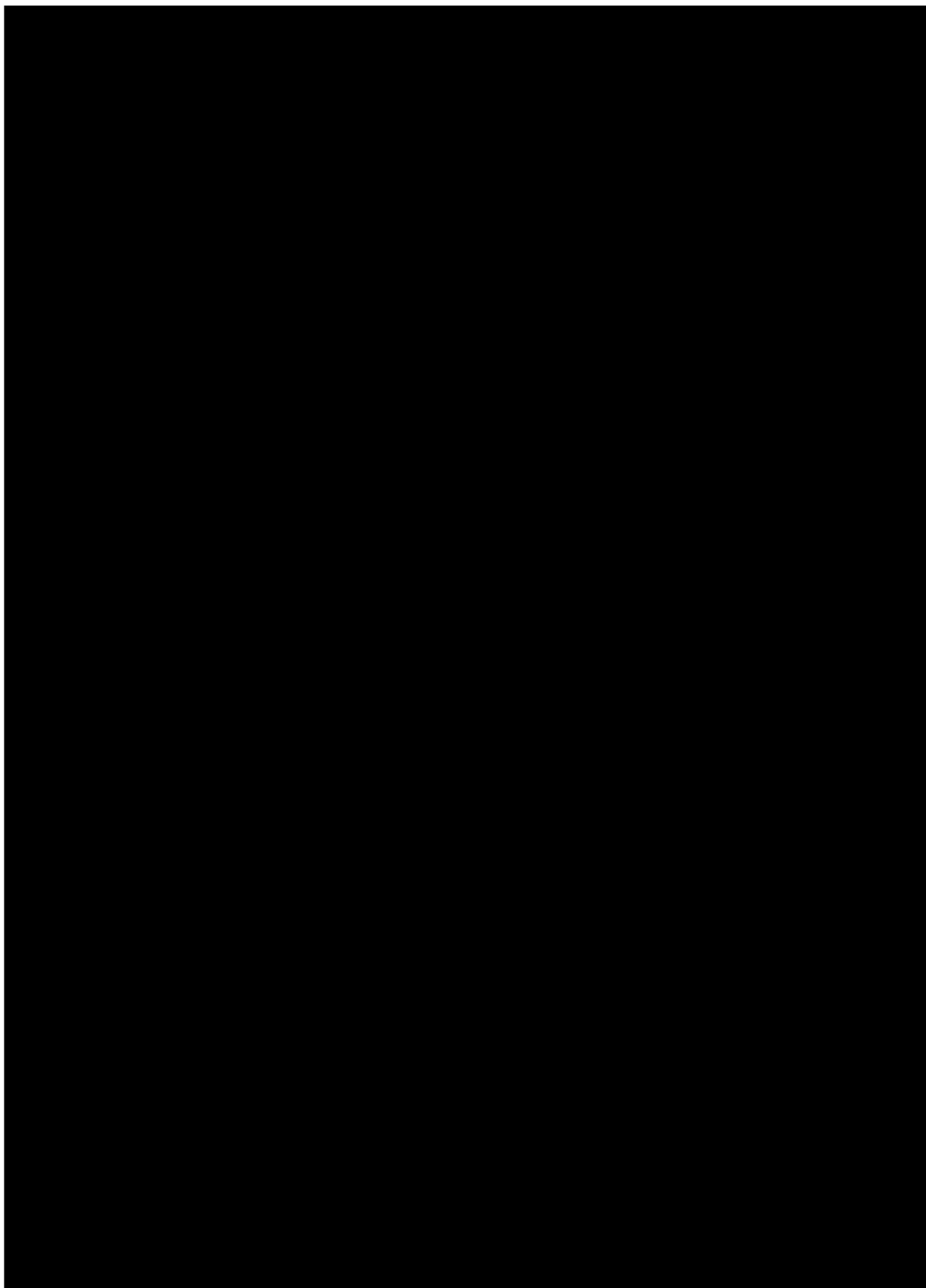


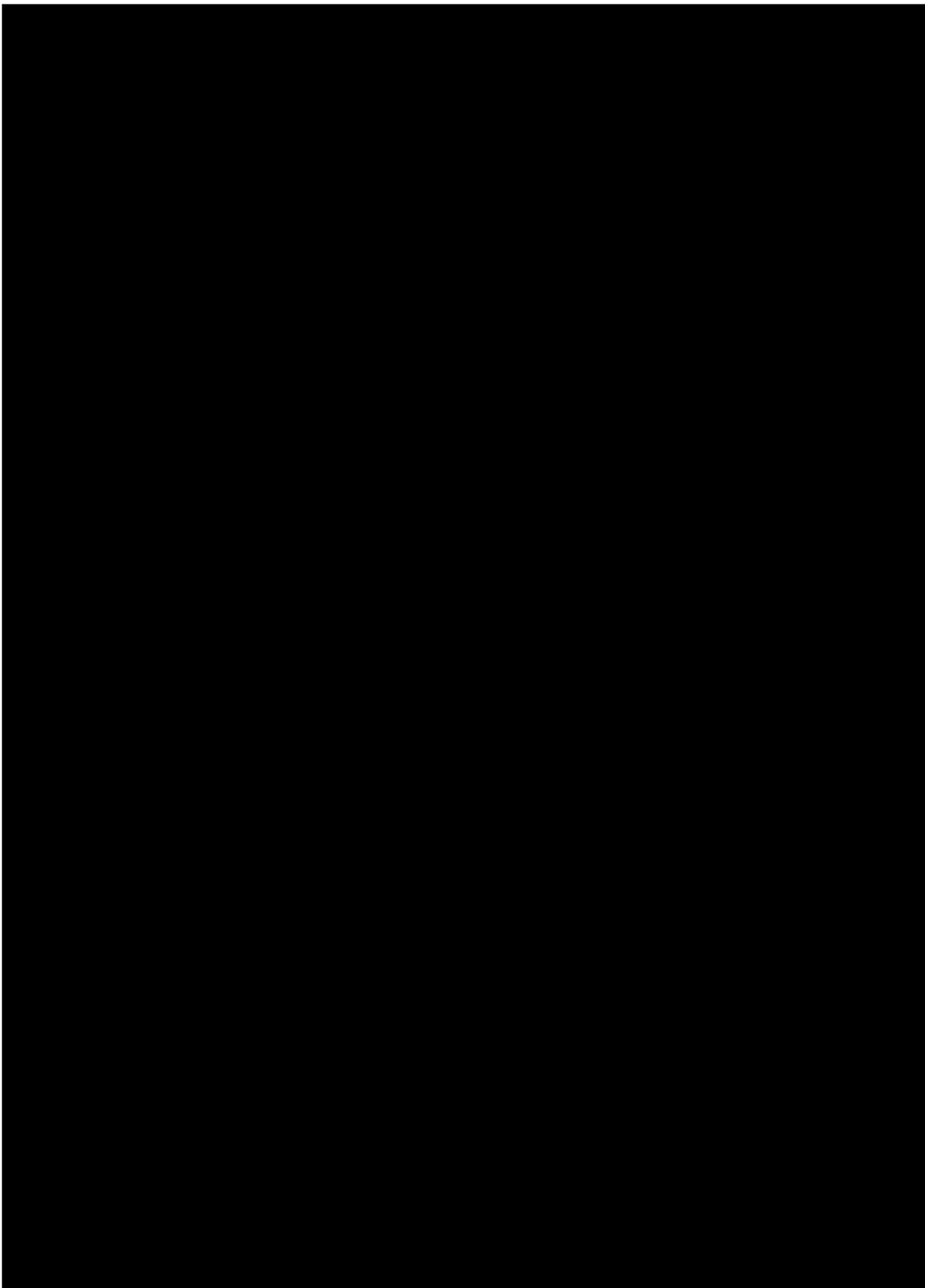


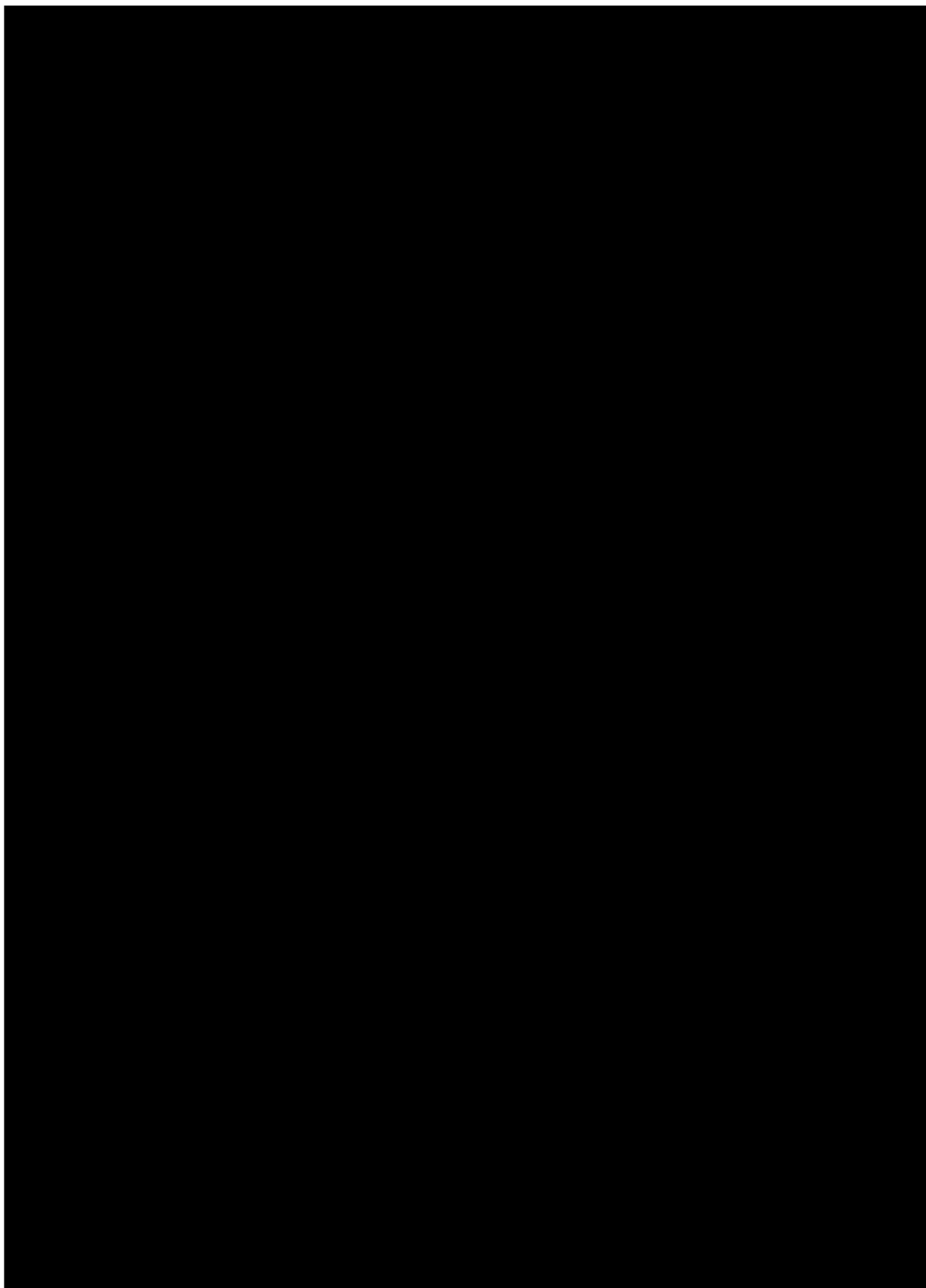


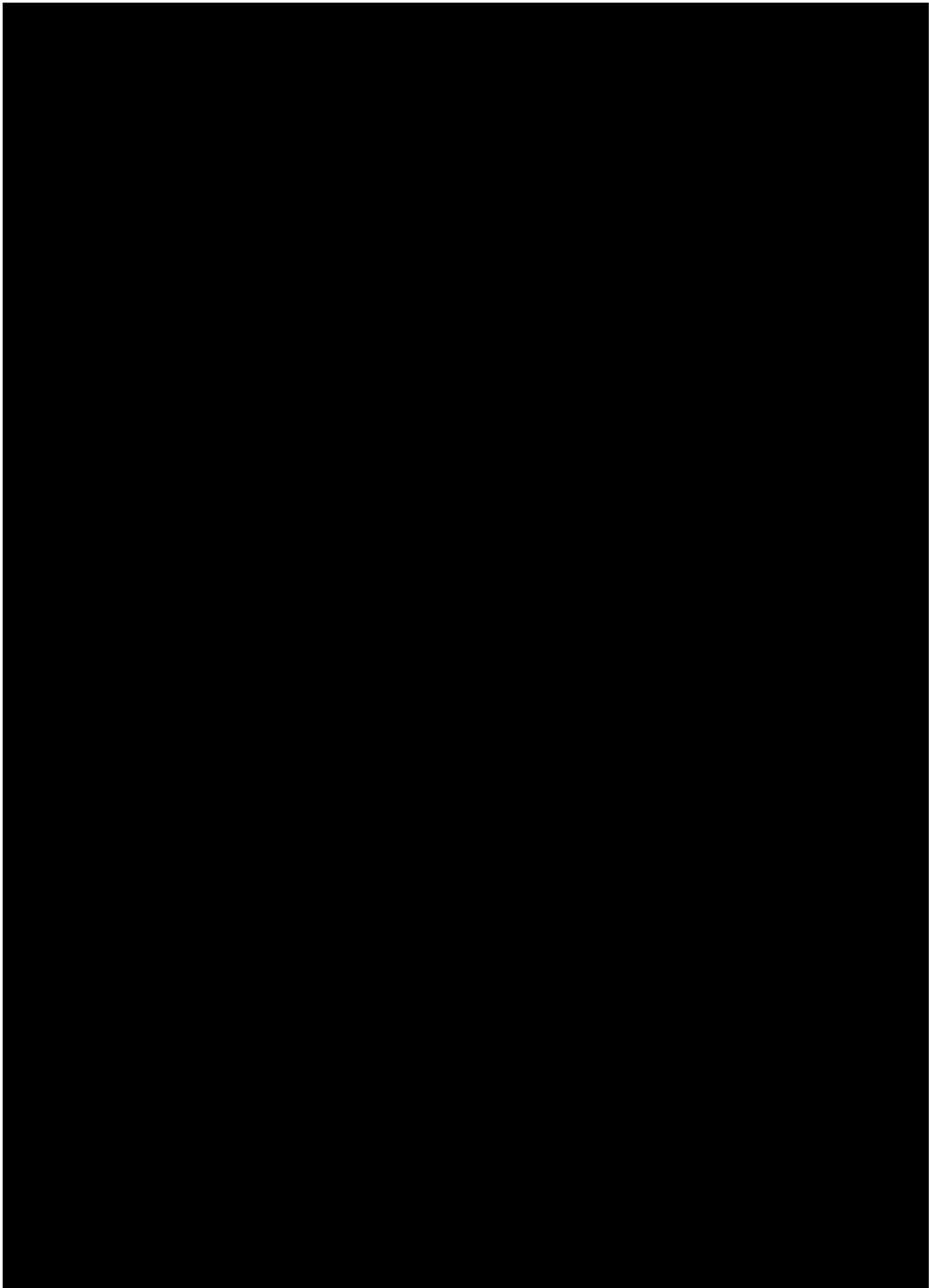


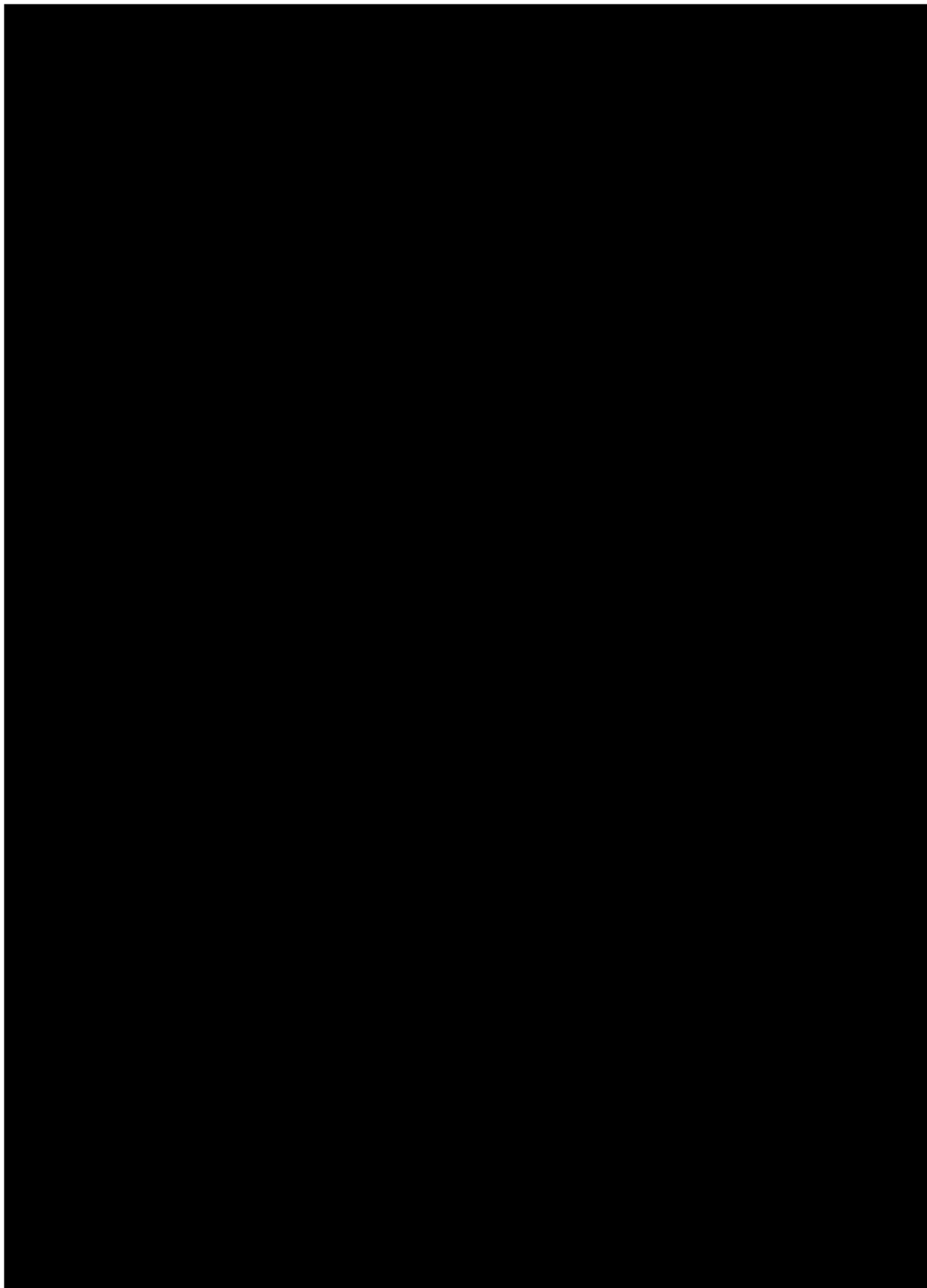


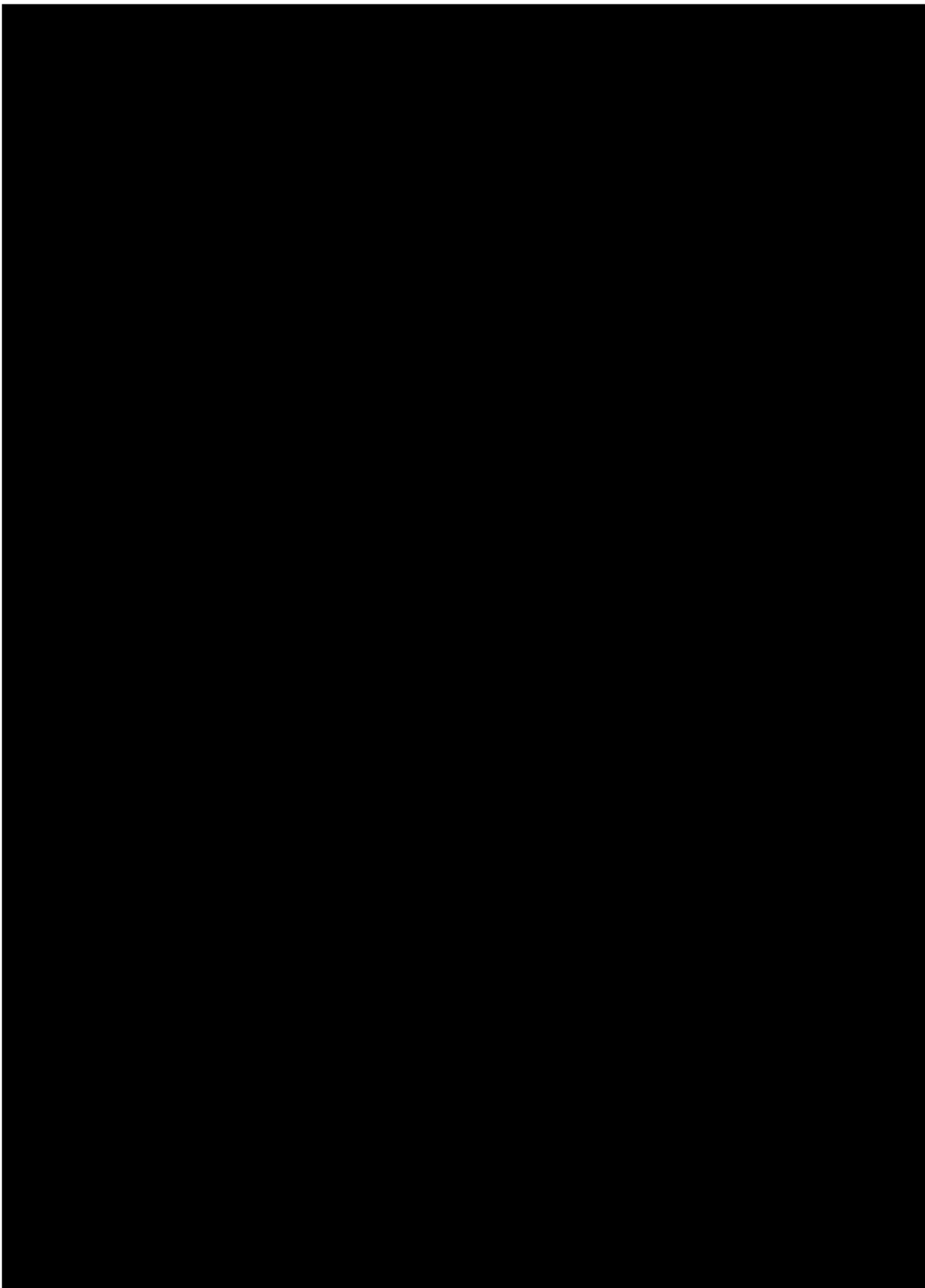


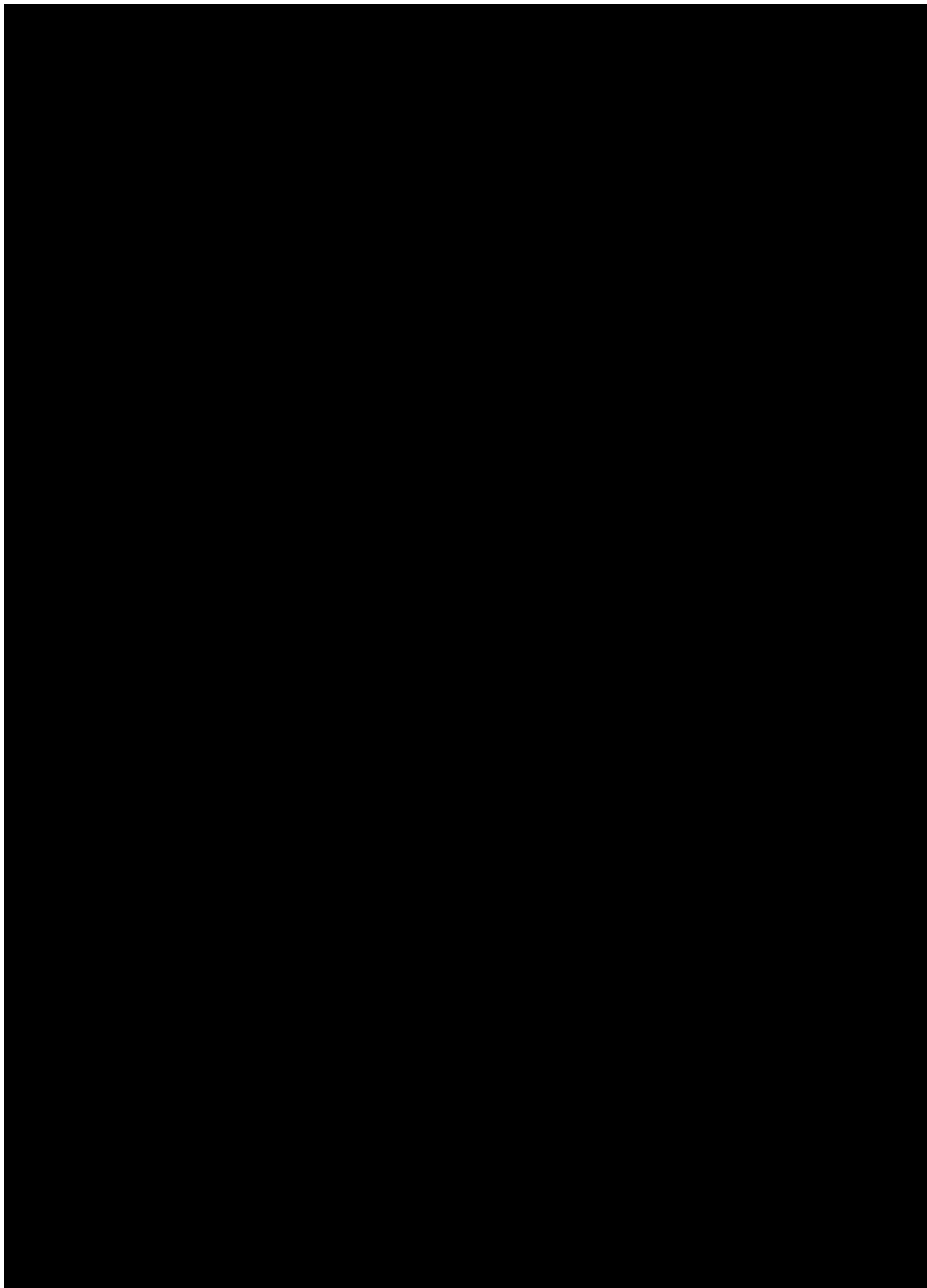


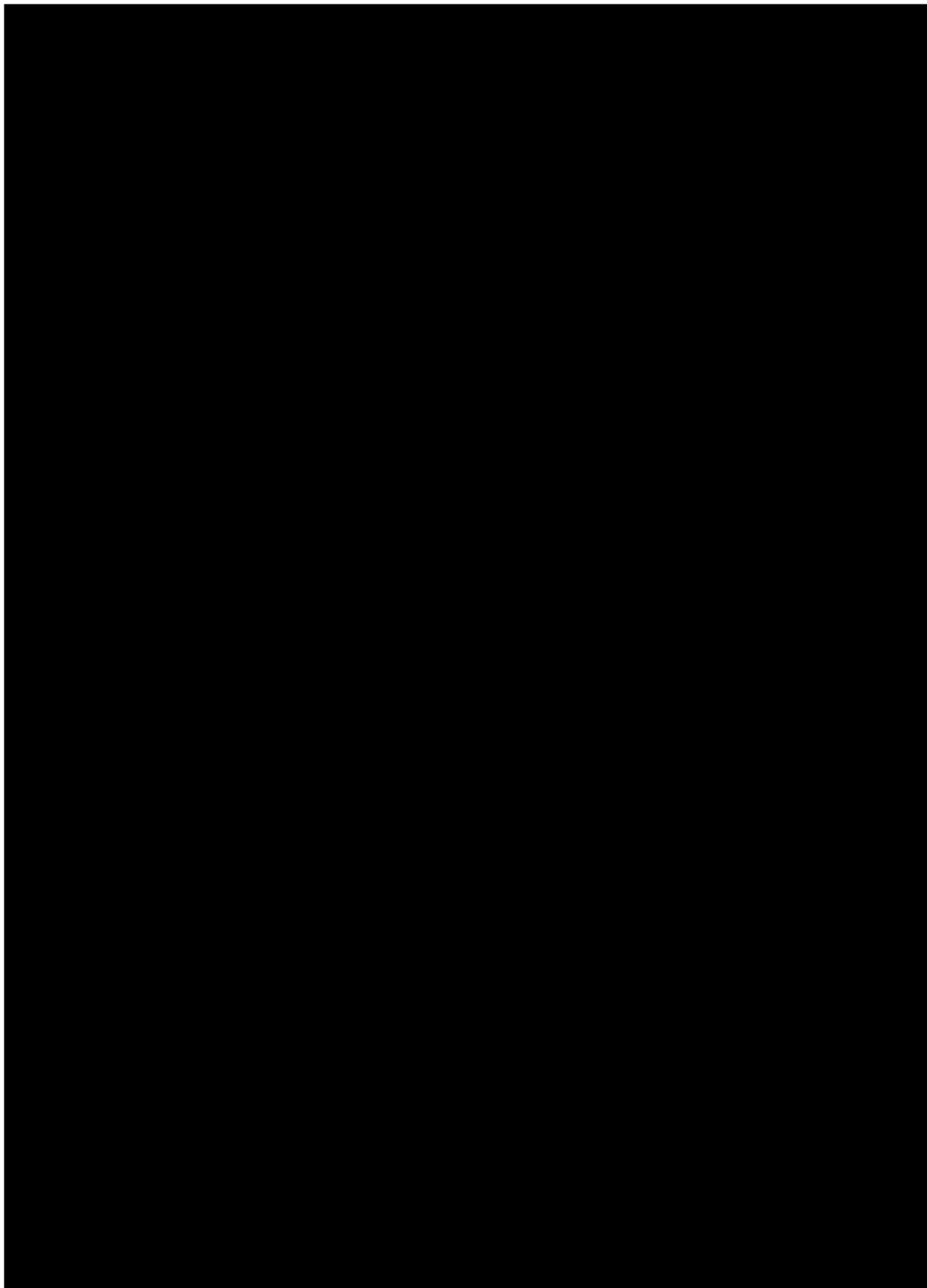


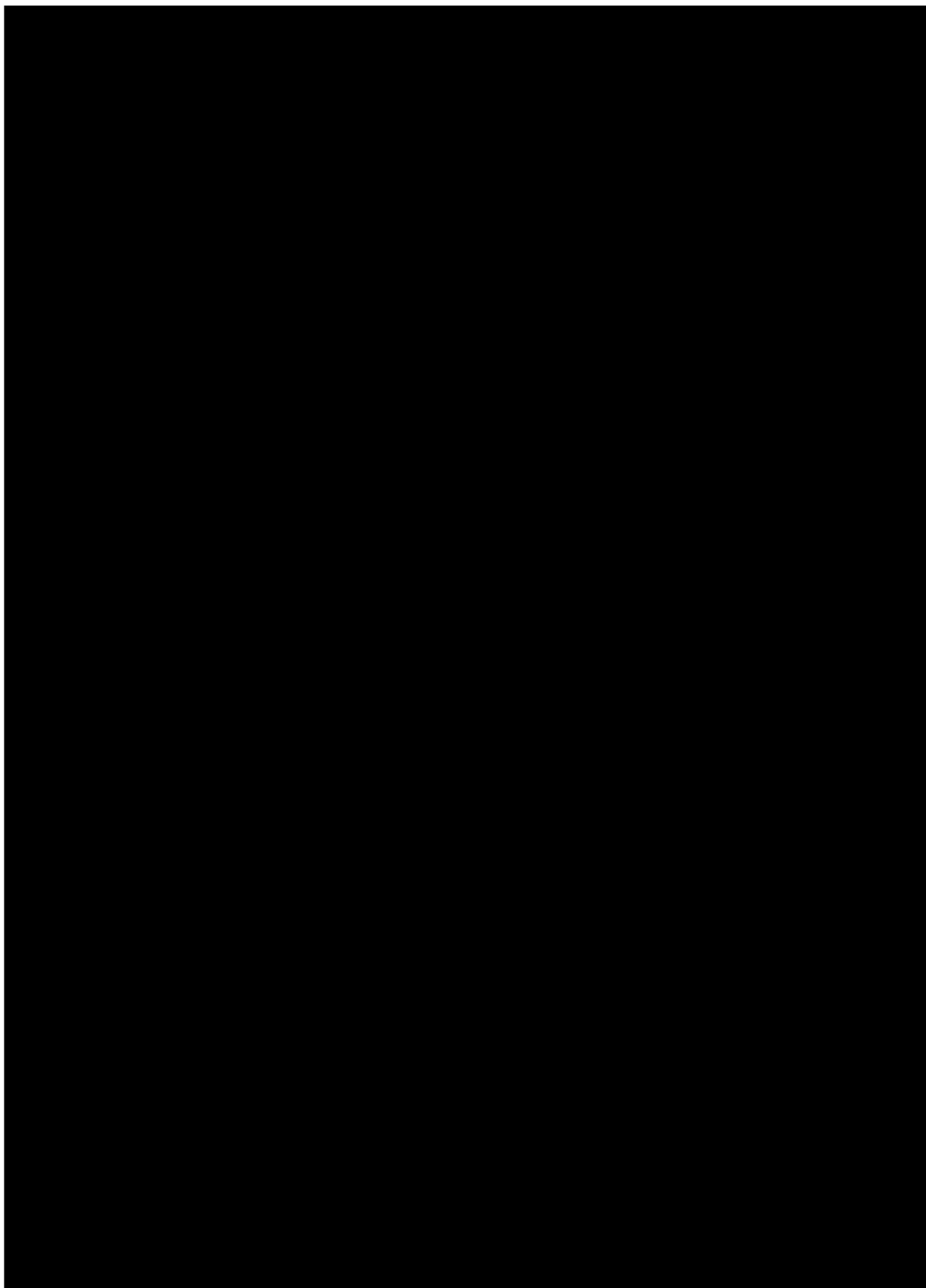


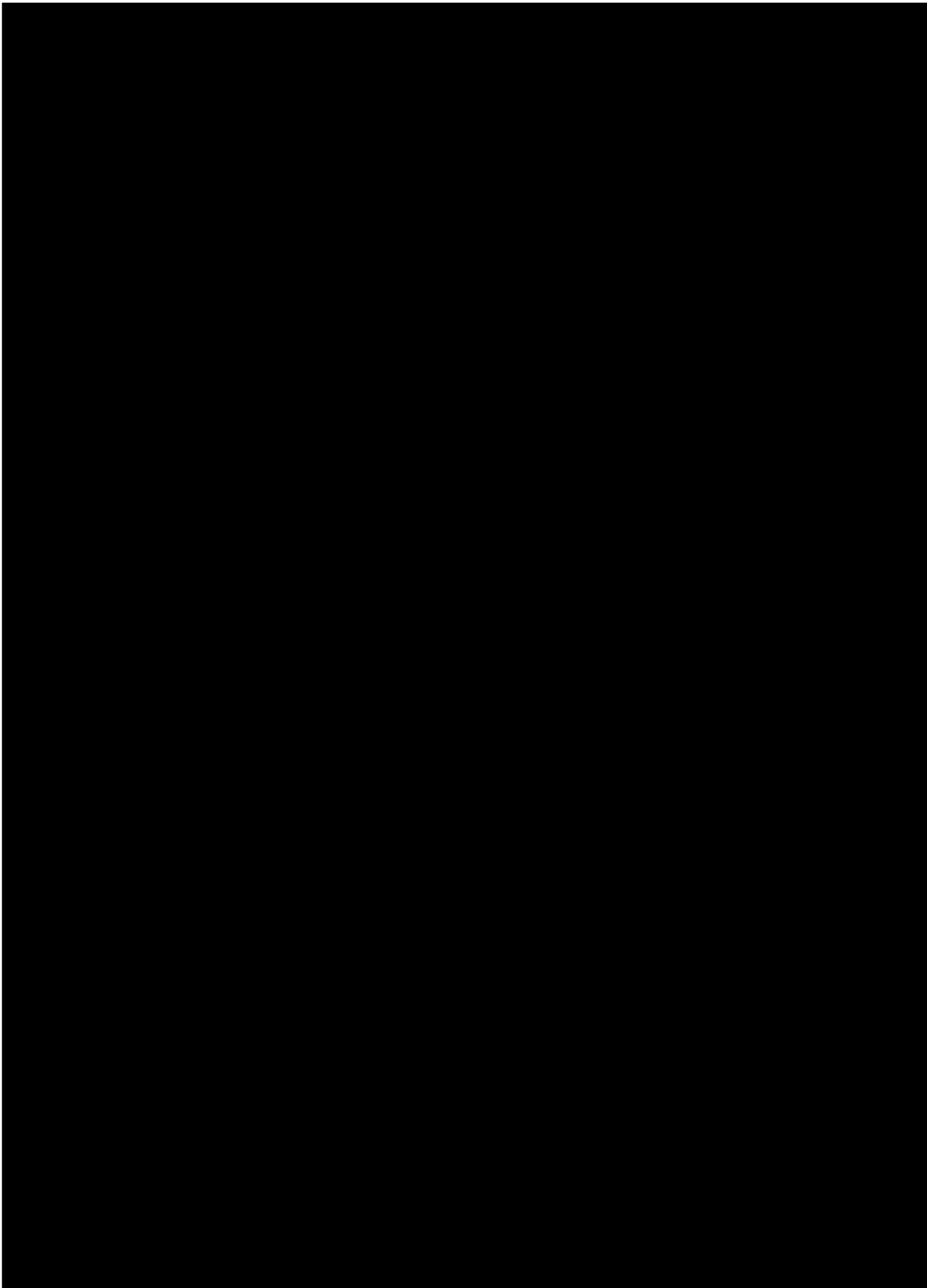


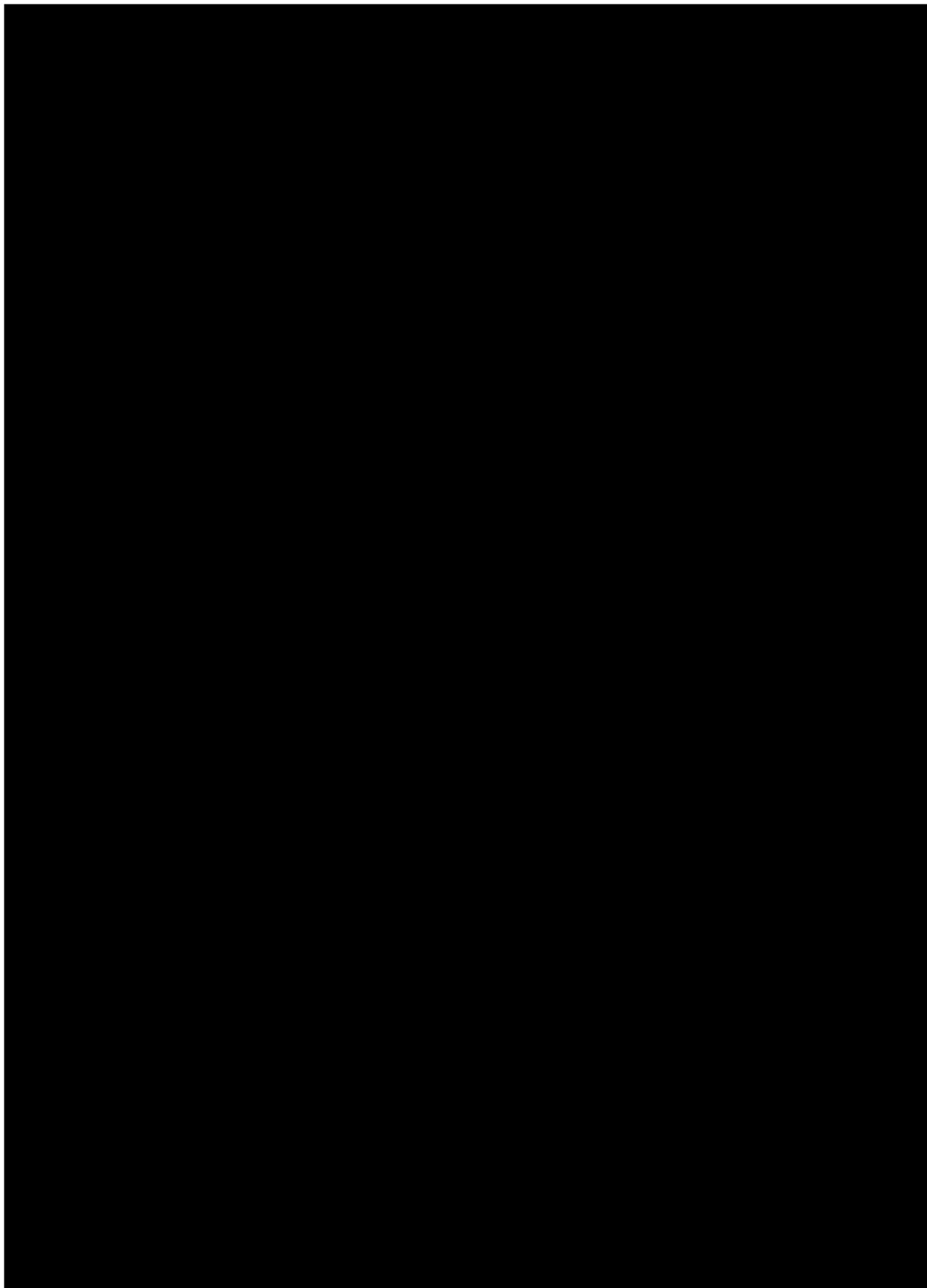


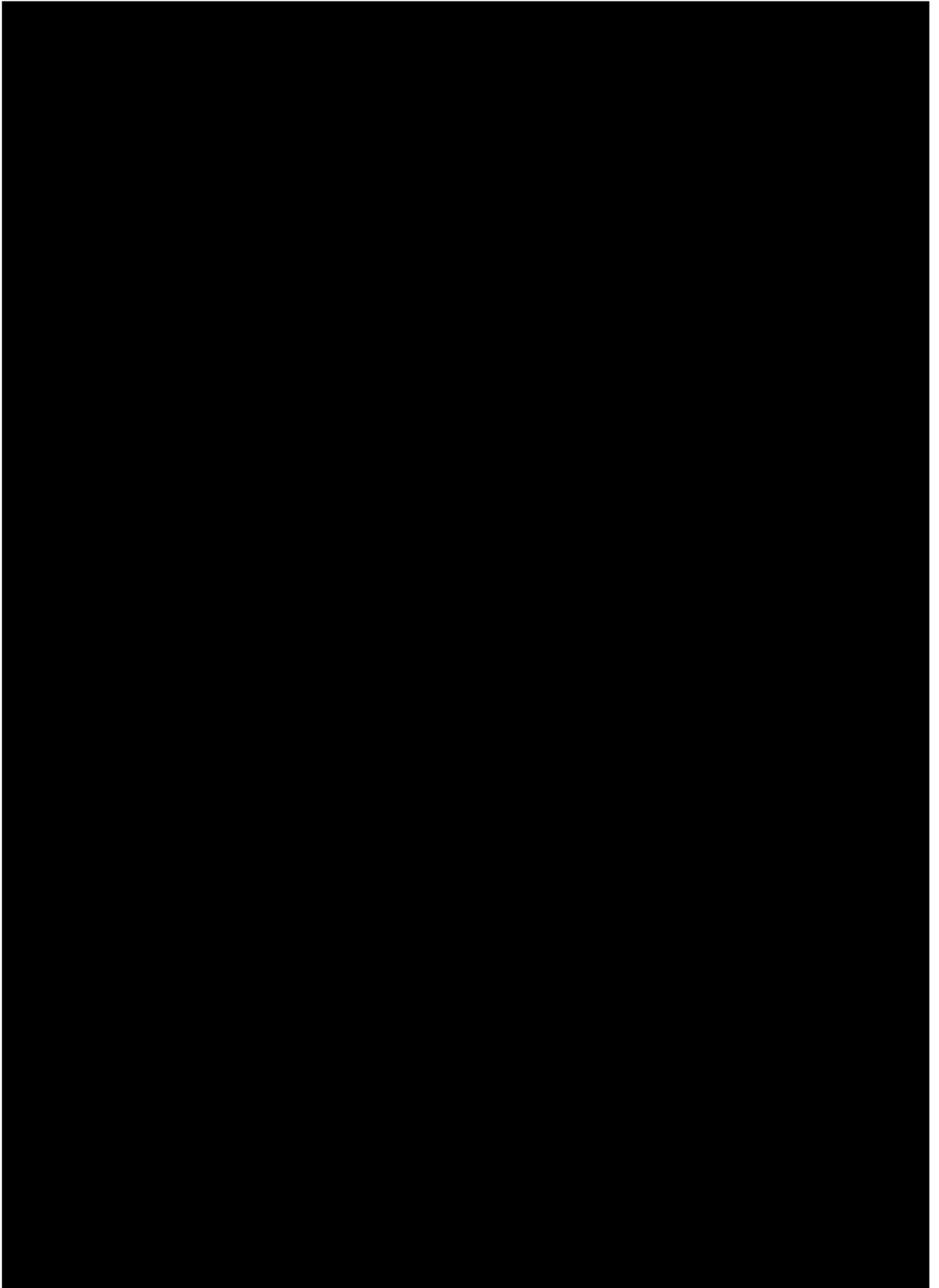


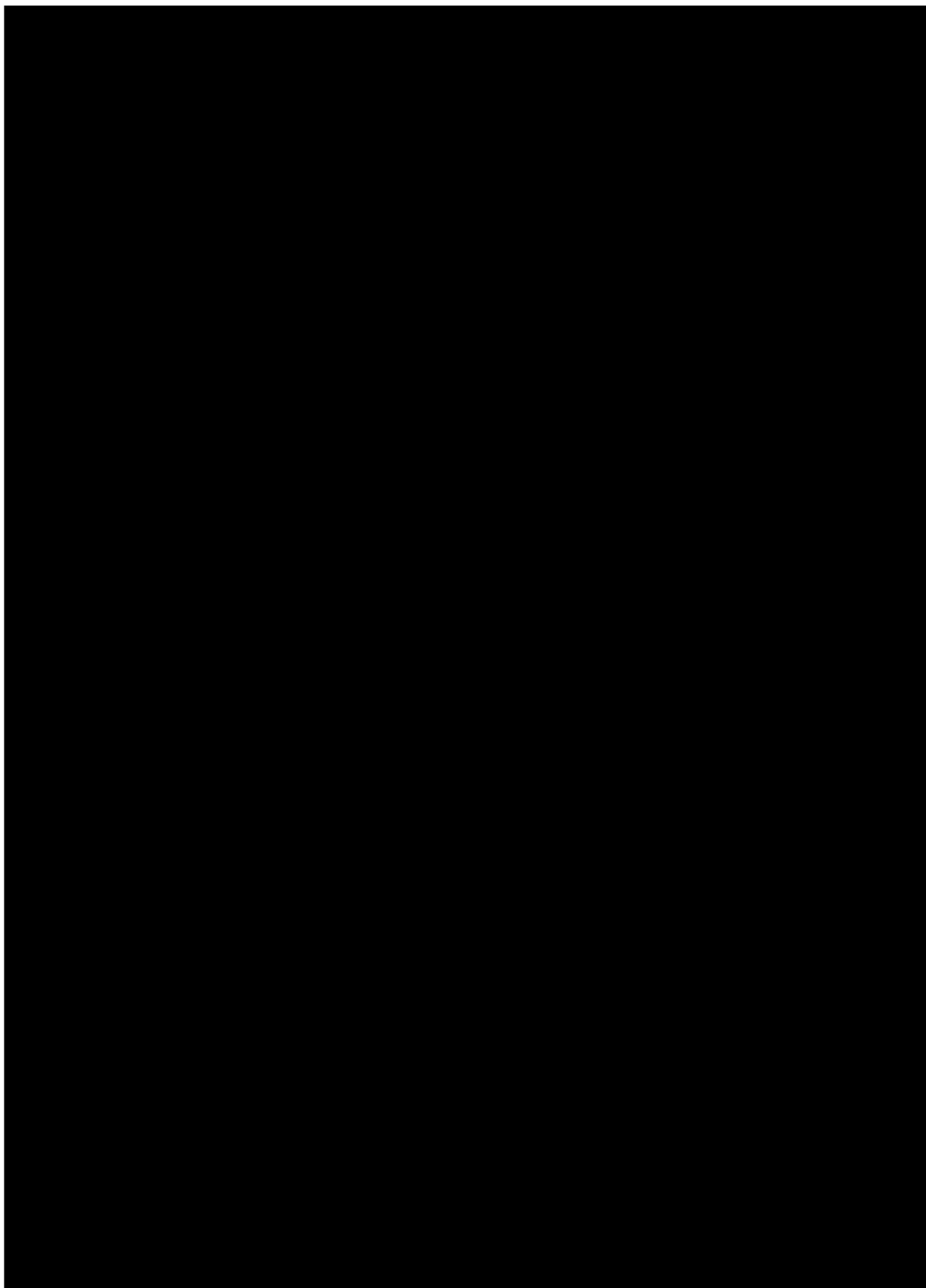


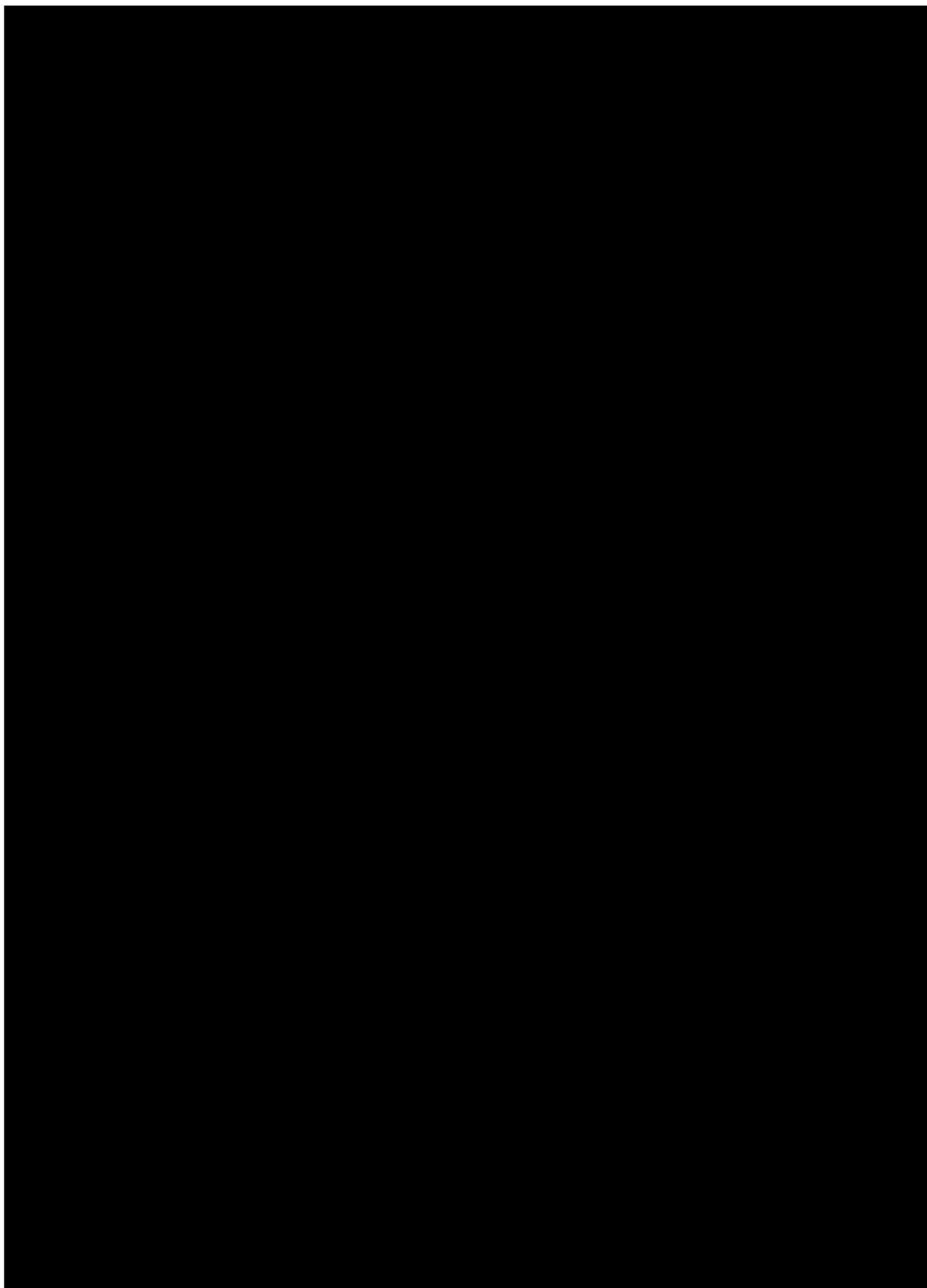


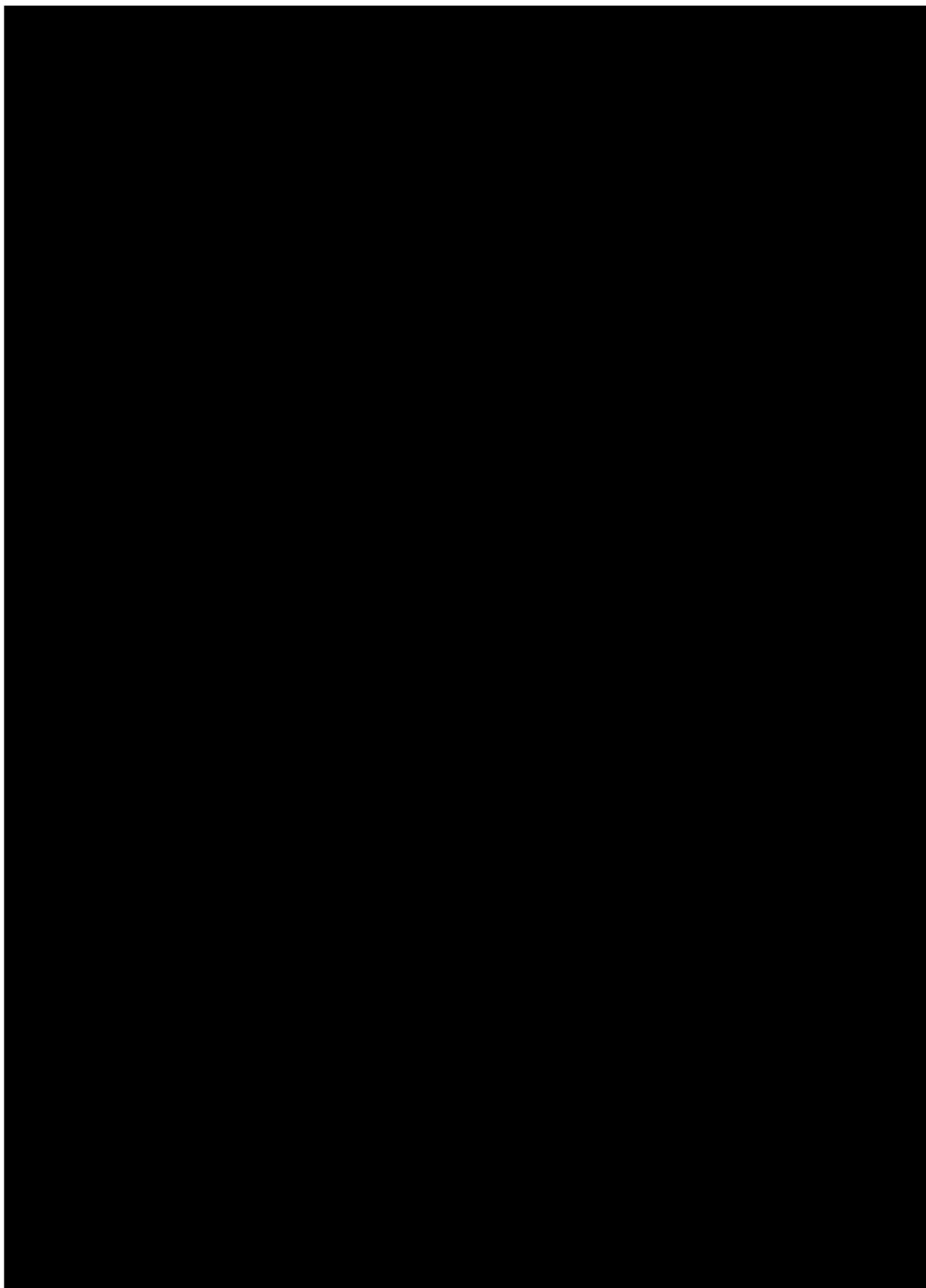


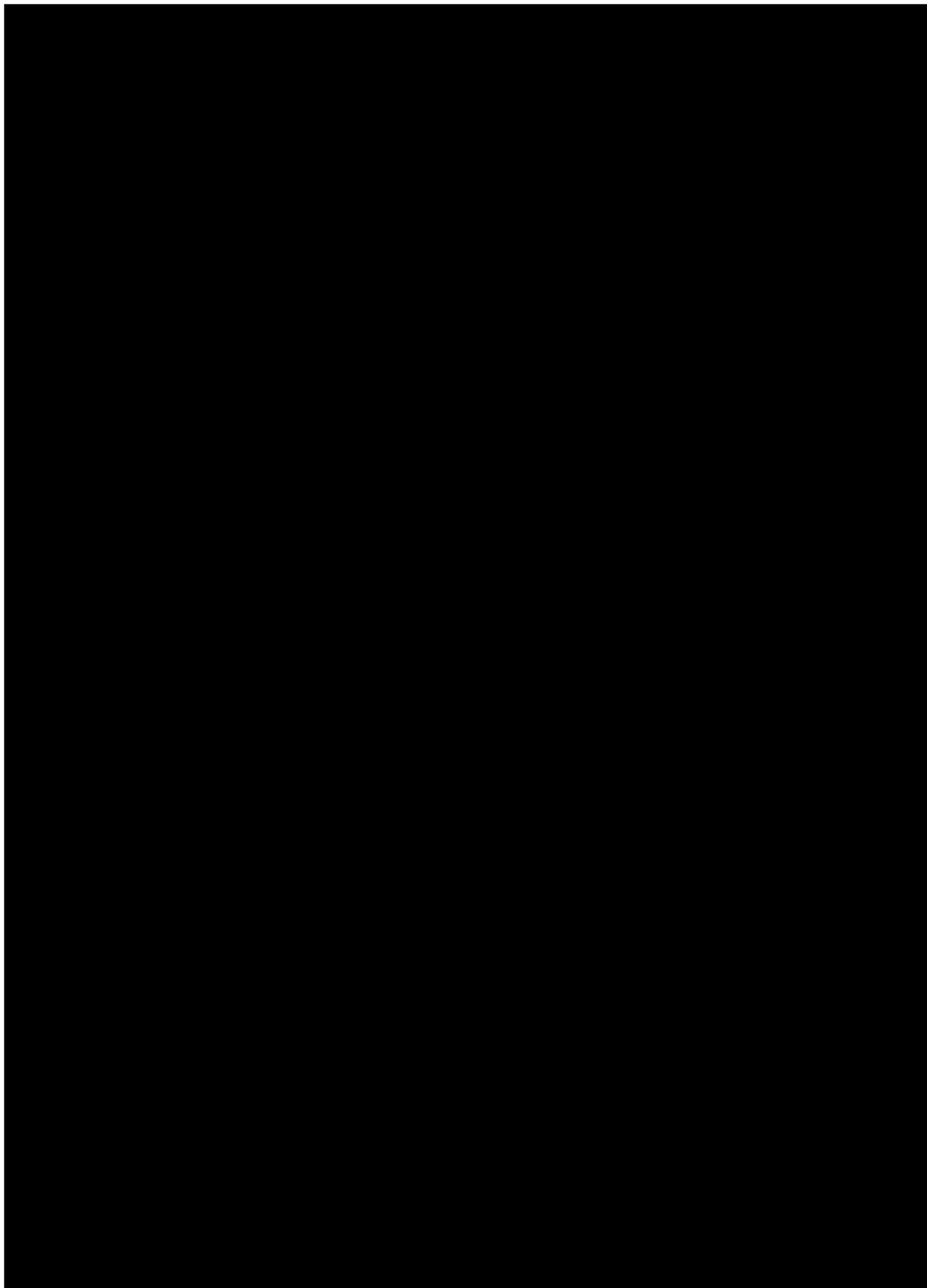


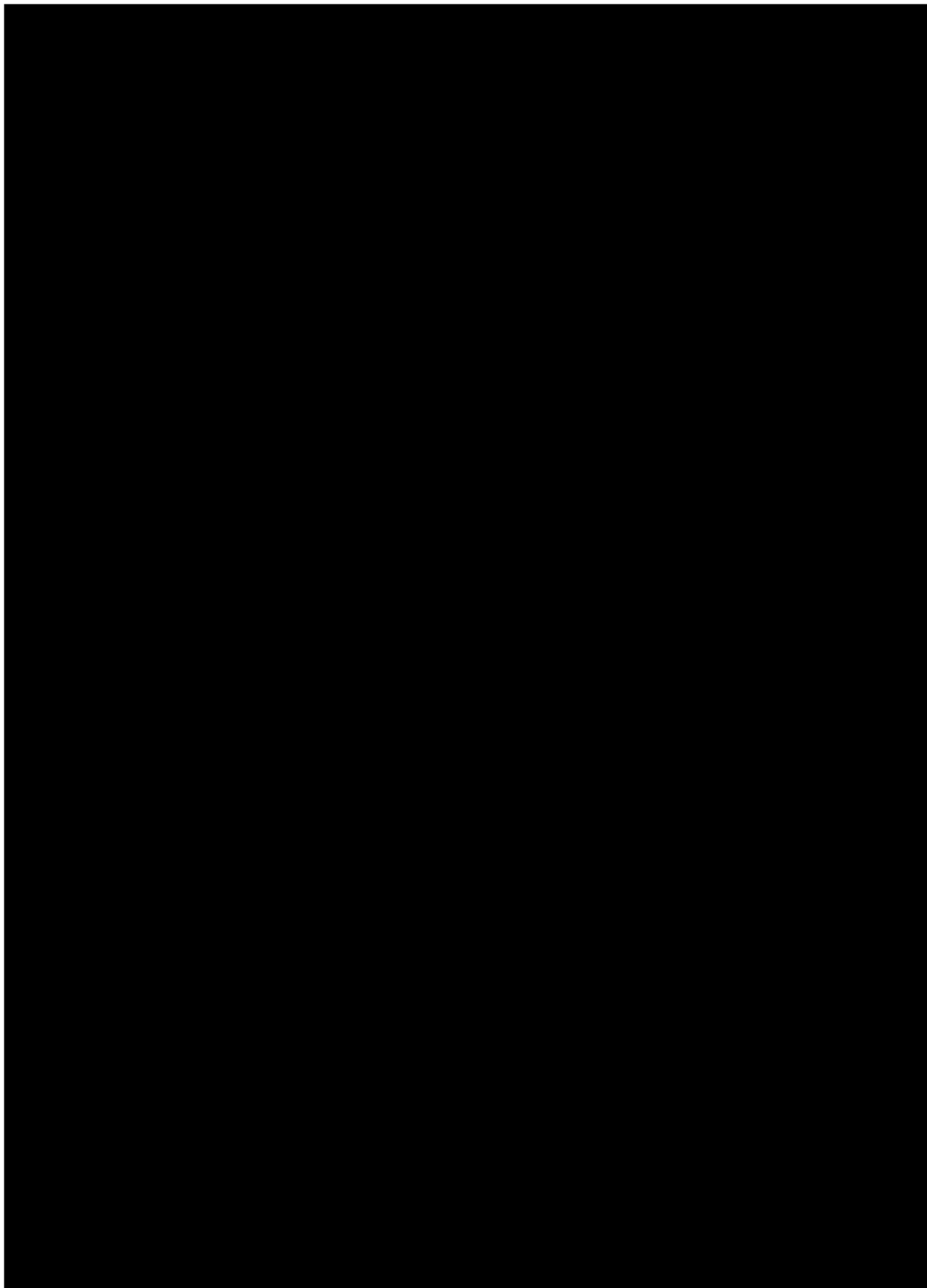


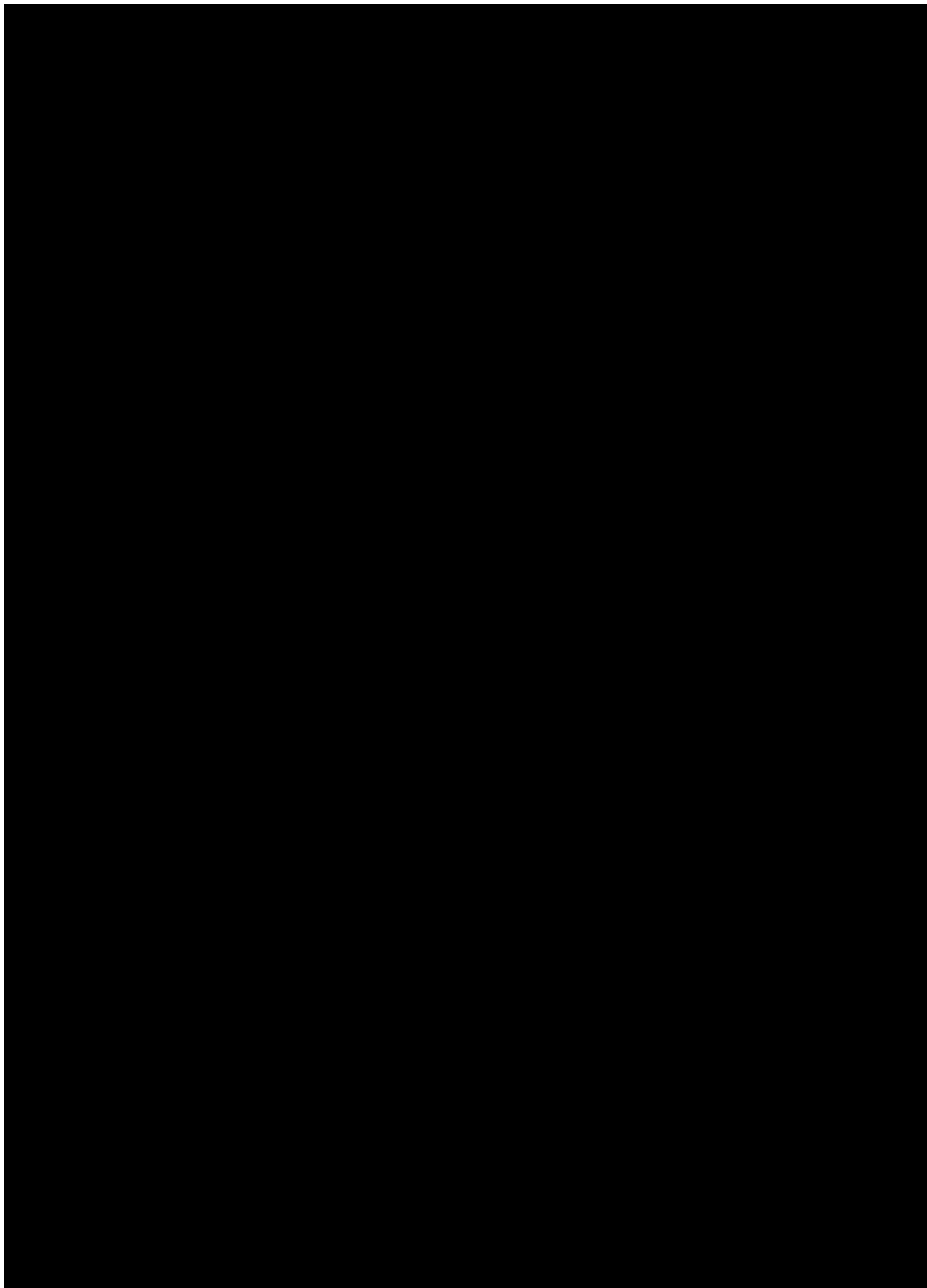


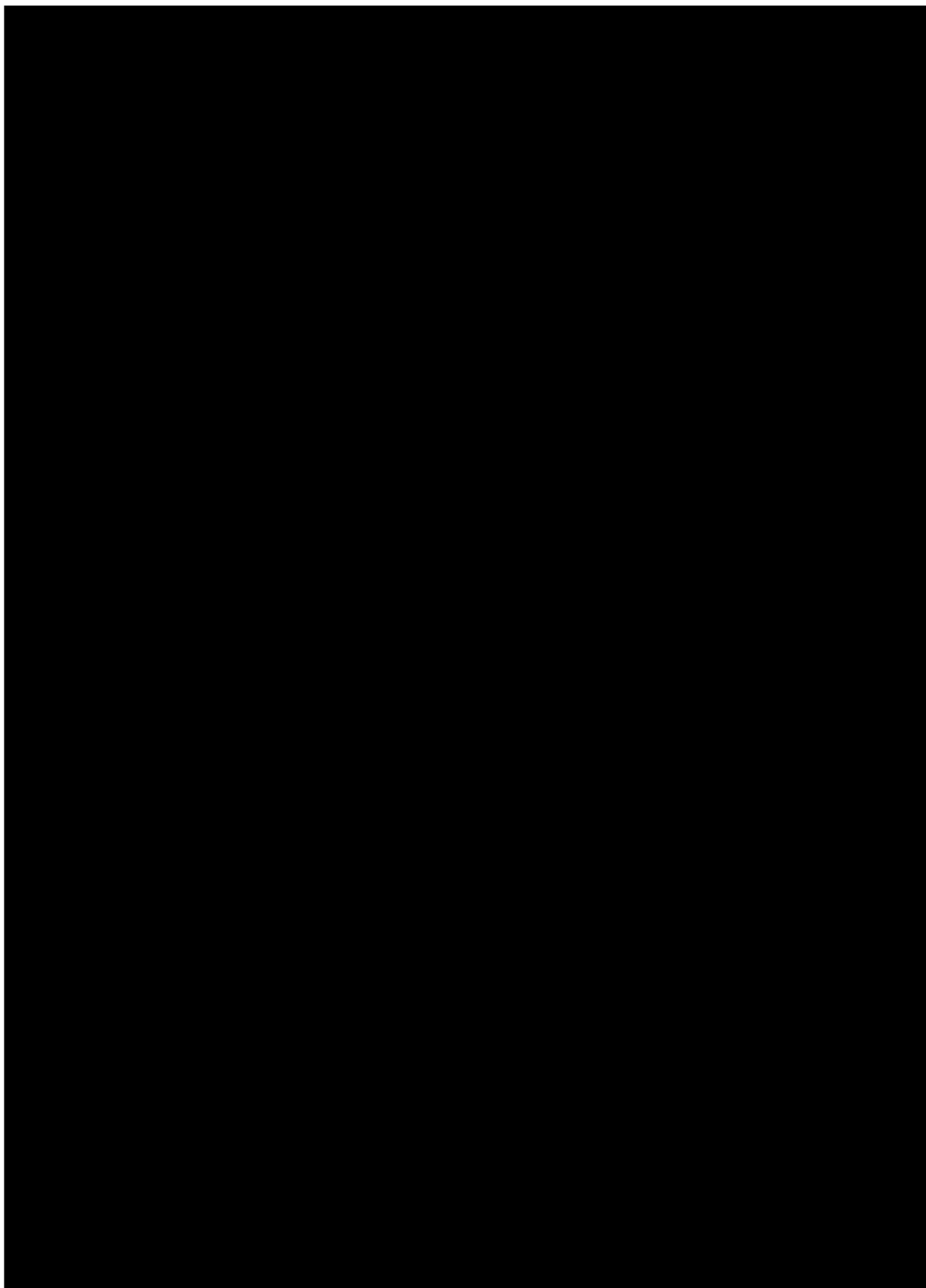


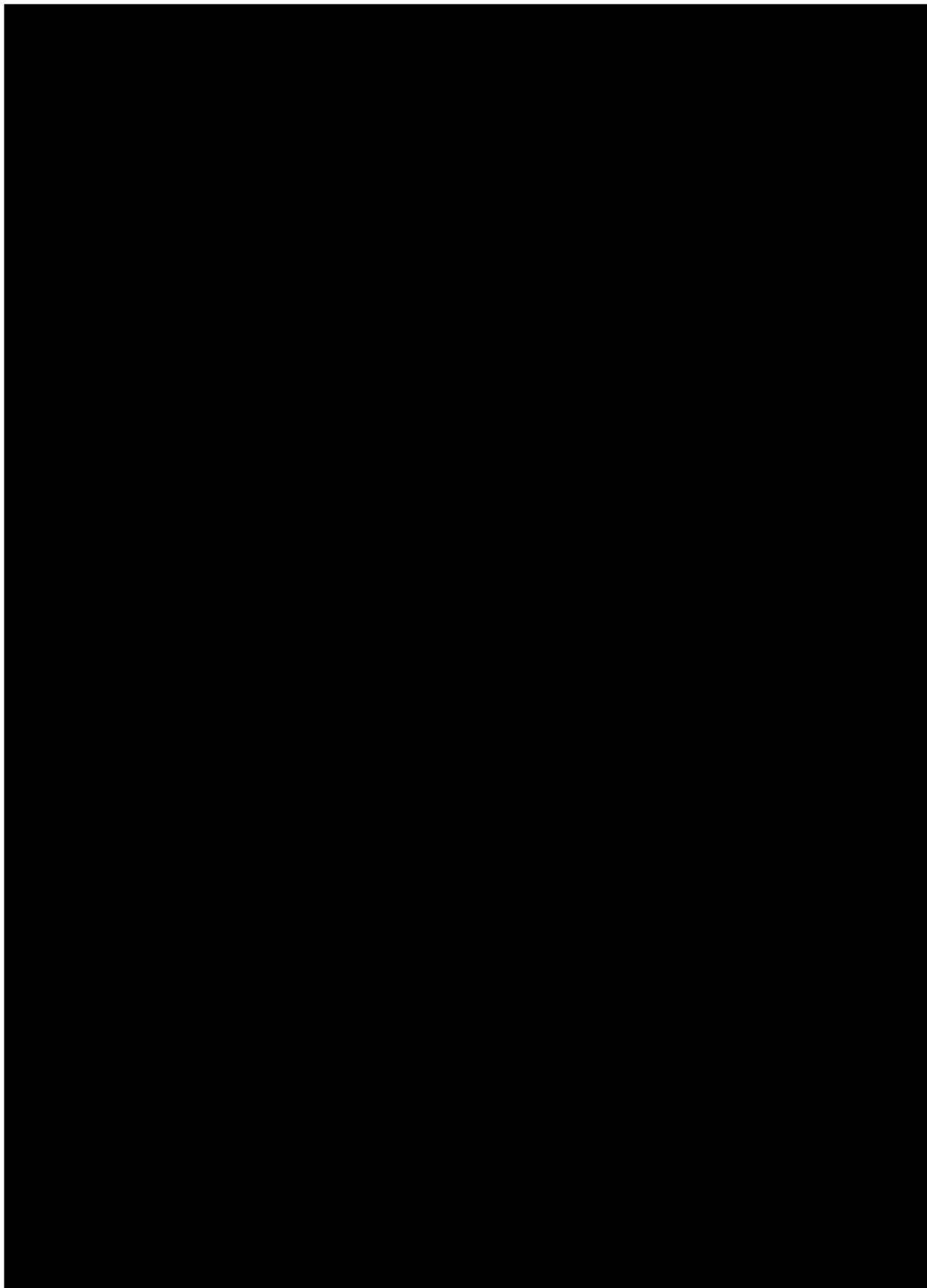


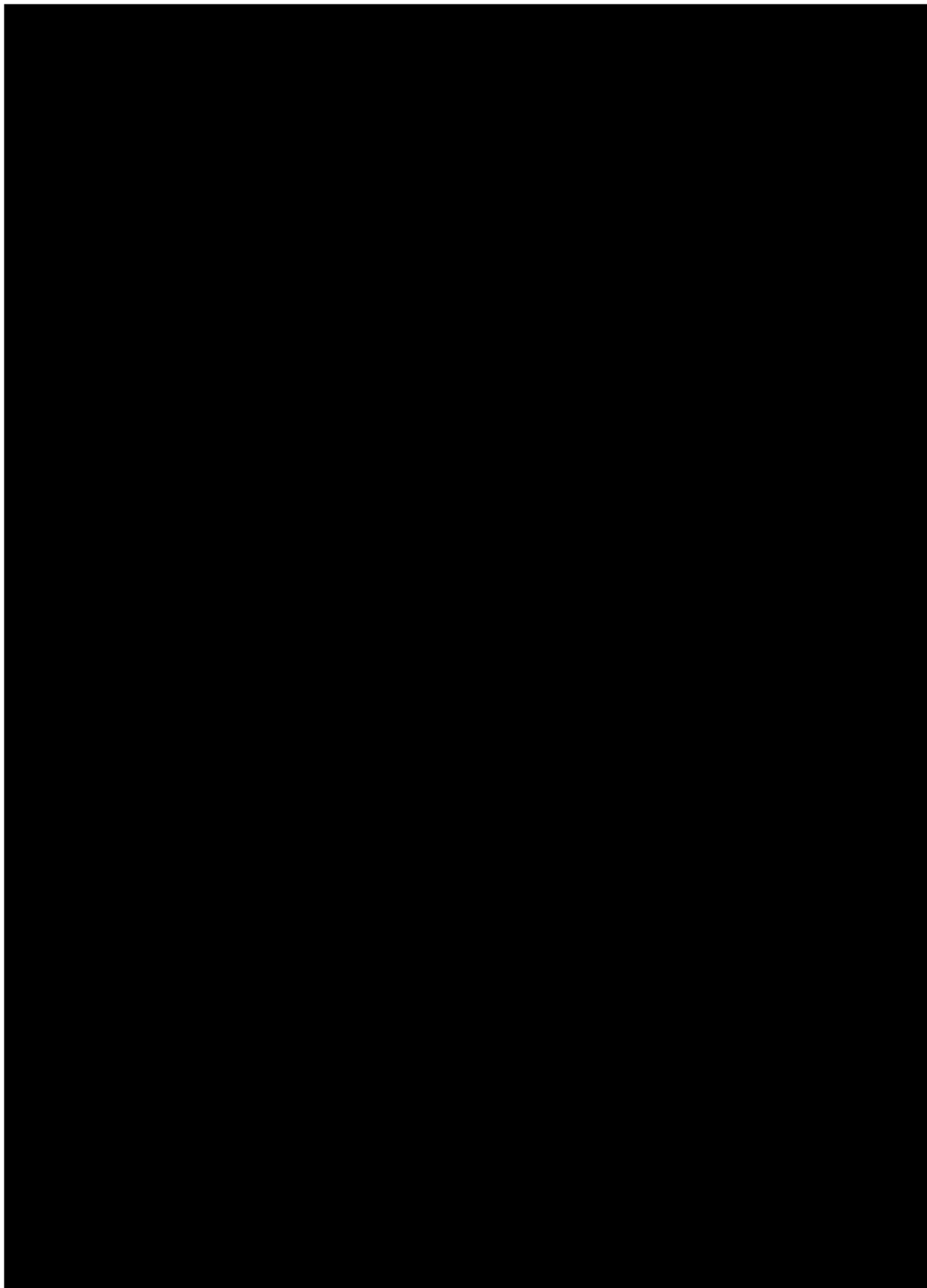


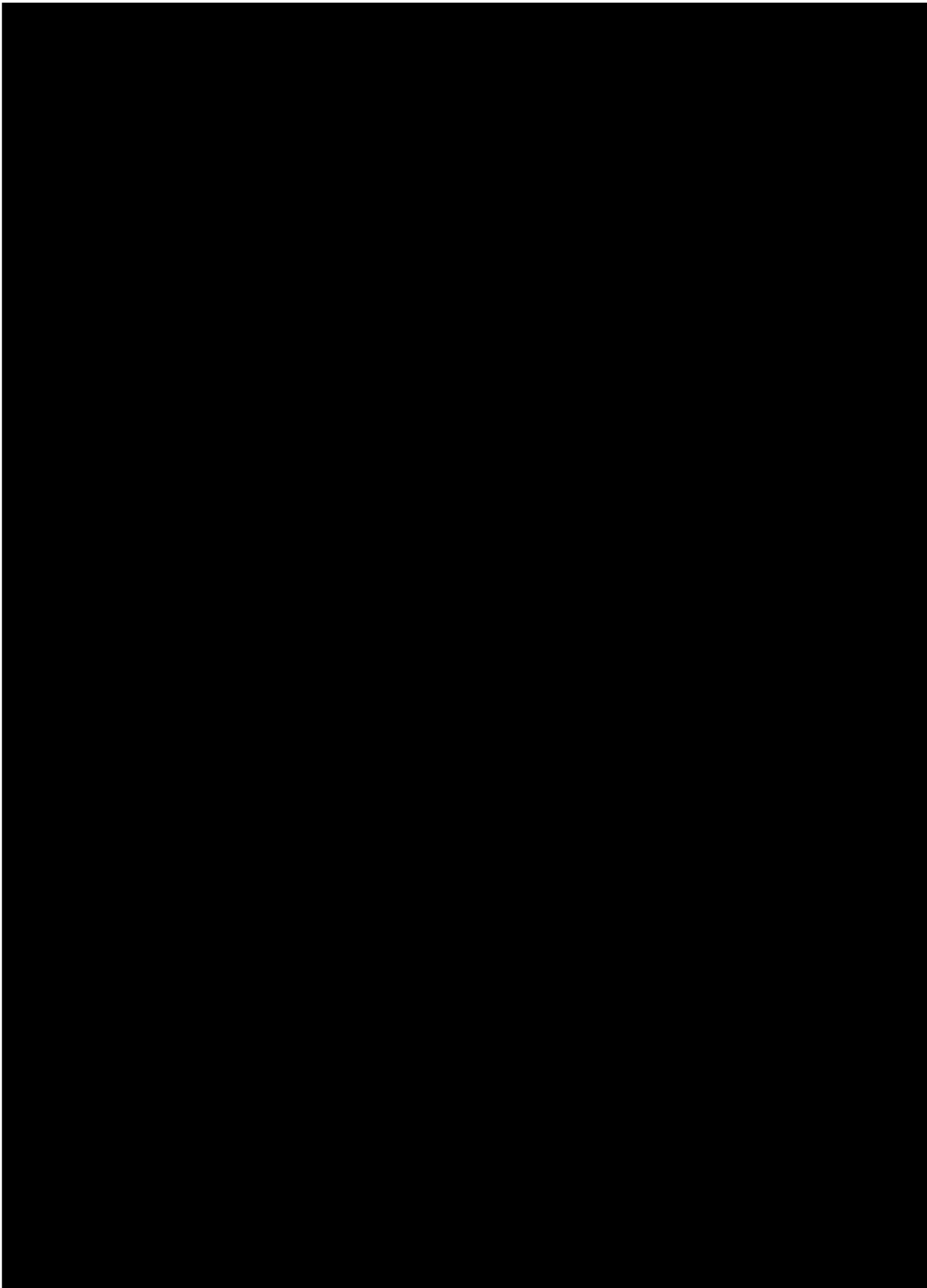












Annexe. 58. Bibliographie des annexes

- ADLER P. B., WHITE E. P., LAUENROTH W. K., KAUFMAN D. M., RASSWEILER A. & RUSAK J. A., 2005. – Evidence for a general species–time–area relationship. *Ecology*, **86** (8) : 2032–2039.
- CHAO A. & CHIU C.–H., 2016. – Bridging the variance and diversity decomposition approaches to beta diversity via similarity and differentiation measures. *Methods in Ecology and Evolution*, **7** (8) : 919–928 doi : 10.1111/2041–210X.12551.
- CHAO A., CHIU C.–H. & JOST L., 2014. – Unifying Species Diversity, Phylogenetic Diversity, Functional Diversity, and Related Similarity and Differentiation Measures Through Hill Numbers. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **45** (1) : 297–324 doi : 10.1146/annurev–ecolsys–120213–091540.
- CHAO A. & JOST L., 2012. – Coverage–based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, **93** (12) : 2533–2547 doi : 10.1890/11–1952.1.
- CHIU C.–H., JOST L. & CHAO A., 2014. – Phylogenetic beta diversity, similarity, and differentiation measures based on Hill numbers. *Ecological Monographs*, **84** (1) : 21–44 doi : 10.1890/12–0960.1.
- DORNELAS M., MAGURRAN A. ., BUCKLAND T., CHAO A., CHAZDON R. L., COLWELL R. K., CURTIS T., GASTON K. J., GOTELLI J., KOSNIK M. A., MCGILL B., MCCUNE J. L., MORLON H., MUMBY P. J., ØVREÅS L., STUDENY A. & VELLEND M., 2013. – Quantifying temporal change in biodiversity: challenges and opportunities. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **280** (1750) : 1–10 doi : 10.1098/rspb.2012.1931.
- GOTELLI N. J. & CHAO A., 2013. – *Measuring and Estimating Species Richness, Species Diversity, and Biotic Similarity from Sampling Data*. Dans : *Encyclopedia of Biodiversity*. Elsevier, p. 195–211.
- HILL M. O., 1973. – Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, **54** (2) : 427–432 doi : 10.2307/1934352.
- JOST L., 2006. – Entropy and diversity. *Oikos*, **113** (2) : 363–375 doi : 10.1111/j.2006.0030–1299.14714.x.
- JOST L., 2007. – Partitioning Diversity into Independent Alpha and Beta Components. *Ecology*, **88** (10) : 2427–2439 doi : 10.1890/06–1736.1.
- LEINSTER T. & COBBOLD C. A., 2012. – Measuring diversity: the importance of species similarity. *Ecology*, **93** (3) : 477–489.
- LOPEZ L. C. S., DE AGUIAR FRACASSO M. P., MESQUITA D. O., PALMA A. R. T. & RIUL P., 2012. – The relationship between percentage of singletons and sampling effort: A new approach to reduce the bias of richness estimates. *Ecological Indicators*, **14** (1) : 164–169 doi : 10.1016/j.ecolind.2011.07.012.
- OKAGBUE H., ADAMU M. O. & ANAKE T. A., 2018. – Ordinary Differential Equations of the Probability Functions of the Weibull Distribution and their Application in Ecology (PDF Download Available). *International Journal of Engineering and Future Technology*, **15** (4) : 57–78.
- RAO C. R., 2010. – Quadratic Entropy and Analysis of Diversity. *Indian Statistical Institute*, **72** (Part 1) : 70–80.



ROUTLEDGE R. D., 1979. – Diversity indices: Which ones are admissible? *Journal of Theoretical Biology*, **76** (4) : 503-515 doi : 10.1016/0022-5193(79)90015-8.

SCHLEUTER D., DAUFRESNE M., MASSOL F. & ARGILLIER C., 2010. – A user's guide to functional diversity indices. *Ecological Monographs*, **80** (3) : 469-484 doi : 10.1890/08-2225.1.

Avec le soutien de :

