



Réflexion sur les paramètres de qualité exigés pour les rejets de stations d'épuration

P. Duchene, C. Vanier

► To cite this version:

P. Duchene, C. Vanier. Réflexion sur les paramètres de qualité exigés pour les rejets de stations d'épuration. Ingénieries eau-agriculture-territoires, 2002, 29, p. 3 - p. 16. hal-00464630

HAL Id: hal-00464630

<https://hal.science/hal-00464630>

Submitted on 17 Mar 2010

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.

Réflexion sur les paramètres de qualité exigés pour les rejets de stations d'épuration

Philippe Duchène^a et Christian Vanier^b

Avec la collaboration de Jean-Pierre Canler et Alain Liénard

Les rejets de stations d'épuration sont soumis à des dispositions réglementaires de plus en plus strictes. Dans l'esprit d'optimiser l'orientation des efforts des gestionnaires, les auteurs du présent document proposent de hiérarchiser les paramètres prioritaires en évitant, dans la mesure du possible, les actions lourdes présentant des incidences économiques non négligeables. Les contraintes les plus fortes pour l'épuration des eaux usées sans toxicité spécifique sont abordées, ainsi que les paramètres pertinents pour respecter, dans l'état actuel des connaissances, les objectifs de qualité des rejets dans les milieux récepteurs.

Les auteurs de ce document proposent ici de partager leur expérience acquise en traitement des eaux usées et en police des eaux. Cette expérience est issue notamment de leur contribution à la circulaire « Épuration des eaux usées des petites collectivités » (circulaire 97-31 du 17 février 1997), et de leur implication dans de multiples sessions de formation continue en métropole et dans les situations particulières des DOM-TOM. Compte tenu de l'étendue et de la complexité du sujet, les auteurs ont bien conscience de pas être exhaustifs, mais ils espèrent que cette contribution soit de nature à asseoir un certain nombre de raisonnements utiles lors de la fixation des objectifs de traitement assignés aux stations d'épuration.

La définition des niveaux de rejets des stations d'épuration se situe, depuis l'adoption de la directive européenne « Traitement des eaux usées urbaines » de 1991, dans un nouveau contexte, qui, en simplifiant, peut être résumé en cinq points.

- La transcription de cette directive européenne en droit français a repris sa double ligne de force : « économie d'échelle¹ » et « eutrophisation cumulative² », se traduisant par des exigences minimales d'autant plus contraignantes que les collectivités concernées sont importantes. Les exigences nouvelles de fiabilité du traitement, d'auto-

surveillance des installations et de traitement d'une partie des eaux pluviales renforcent l'impact réglementaire. L'objectif visant à préserver un linéaire maximum de cours et plans d'eaux est reporté sur les politiques nationales.

- Les divers textes pris en France en application de la loi sur l'eau de 1992 et pour transcrire la directive européenne de 1991 ont donc réaffirmé et parfois traduit (de manière d'ailleurs non transparente, cf. la circulaire 97-31 du 17 février 1997) la politique nationale de préservation et de restauration des usages des milieux aquatiques, principalement dulçaquicoles. Selon le cas, les paramètres analytiques définissant les objectifs de qualité piscicole ou les exigences requises pour la production d'eau potable, la baignade ou la conchyliculture prévalent. Ces usages sont pris en compte au niveau d'une politique de qualité, tant aux niveaux des SAGE³ que des SDAGE³ et introduits dans divers documents tel le récent SEQ-EAU³ (Agences, 1999).

- Le dispositif créé par le décret du 22 décembre 1994 conduit la police des eaux à anticiper les réalisations des collectivités, et à assigner des droits à rejets, dans le cadre des « objectifs de réduction des flux de substances polluantes ». Cette planification s'accompagne d'un engagement réciproque de la collectivité, qui élabore un programme de

1. Le coût marginal d'une exigence plus sévère sur un paramètre de qualité des eaux (azote, phosphore...) est d'autant plus faible que la taille de la station d'épuration est importante. Les contraintes imposées sont en conséquence d'autant plus fortes que la population concernée est élevée.

Les contacts

a. Cemagref, UR
Qualité et fonctionnement hydrologique des systèmes aquatiques,
BP 44, 92163 Antony
Cedex
b. DDAF de l'Aisne,
Cité administrative,
02000 Laon

2. Les contraintes particulières de protection des milieux portent sur des paramètres (N, P...) sur lesquels le mode de contrôle des performances est exprimé en flux moyens. Il est donc clair que l'eutrophisation par accumulation y est visée et que sont donc d'abord ciblés les milieux récepteurs finaux à faible renouvellement (mers, lacs, éventuellement cours d'eaux lents via le phosphore dans les sédiments).

3. Les différents sigles sont développés à la fin de cet article (voir encadré 2, p. 15).

travaux, approuvé par le préfet. Ce schéma de pensée et d'actions implique, pour les services de l'État, d'élaborer *a priori* une réflexion de bassin, inversant de fait la charge de la preuve de l'acceptabilité du rejet vers le milieu. Cette approche ne se retrouve dans aucune autre politique de l'environnement actuelle, mais le concept sous-jacent de droit à polluer, réparti de façon réglementaire, n'est pas sans analogie avec les discussions sur les gaz à effets de serre.

- L'adoption de la nouvelle directive cadre sur l'eau (2000), crée une nouvelle tension en inscrivant les objectifs du traitement des eaux usées dans la perspective d'un retour à des situations de « référence » des milieux récepteurs aquatiques « très peu anthropisés » (et qui restent à définir) et dans l'optique de traitements ultérieurs minimaux pour une réutilisation (le cas de la production d'eau potable est le plus nettement exprimé dans ce sens). Ceci est à rapprocher de la méconnaissance que nous avons encore de ce qui fait la qualité (ou la non-qualité) d'un milieu récepteur. L'évaluation (et la comparaison) des impacts de faibles rejets constants, de rejets accidentels de stations d'épuration, des flux dus aux eaux pluviales, de sédiments contaminés, etc. en est à ses prémises et ne progressera nécessairement que lentement. Les décisions ne pouvant attendre ce lent progrès des connaissances, c'est sur la base de paramètres physico-chimiques, mais aussi des règles concernant les régimes des cours d'eaux et leurs aménagements, que les objectifs de qualité des milieux sont et resteront sans doute définis de la manière la plus opérationnelle.

- Enfin, la préoccupation économique ne peut être évacuée, cela est vrai globalement mais aussi *via* des principes nationaux vertueux « pollueur-payeur » et, en corollaire, d'alimentation des financements « eau » sur le prix de l'eau. Le seuil psychologique et social des 20/25 F (3 ou 4 euros/m³) fait obstacle à la fixation d'objectifs du traitement trop onéreux.

Introduction

Dans une majorité des cas, une politique de préservation ou de restauration d'usages du milieu récepteur aquatique superficiel se traduit par des contraintes de traitement, exprimées en flux de substances polluantes. Dans ces conditions, la qualité d'un milieu se définit par des paramètres physico-chimiques, reflets des contraintes sur la biologie. Il faut garder à l'esprit que la faune et la

flore sont sensibles aux concentrations de certaines substances (oxygène dissous, ammoniac dissout...). Par ailleurs cette sensibilité est plus ou moins forte selon les périodes : frai, remontée, stades juvéniles ou croissance pour les poissons, usage effectif pour les activités humaines, saisons pour les végétaux... Ces périodes correspondent à des moments dans l'année, pendant lesquels le cours d'eau présente des débits qui peuvent être différents. Le rôle de la police des eaux est de déterminer la dégradation de qualité admissible à un moment, donc à un débit donné. Le produit d'un débit par une variation de concentration tolérable étant le flux admissible. Ce rappel montre que le débit critique n'est pas forcément le débit d'étiage, et que pour éviter des effets paroxysmiques, il est nécessaire d'aller au-delà d'un simple exercice arithmétique (QMNA₅ et variation de classe de qualité). La méthode de travail proposée par le décret n° 94469 du 3 juin 1994 est à interpréter dans cet esprit.

Ainsi, certains paramètres analytiques caractéristiques de la charge polluante issue d'une station d'épuration sont peu représentatifs d'un impact sur les milieux récepteurs ou ont un impact loin du rejet, par effet cumulatif ou différé, et ne devraient donc pas être fixés à des valeurs basses sans justifications particulières. Enfin, il importe de garder présent à l'esprit que la valeur moyenne d'une concentration est inférieure à la concentration maximale fixée pour le rejet, et qu'il y a là une marge de manœuvre à utiliser dans les cas difficiles.

Compte tenu des potentialités des procédés de traitement des eaux usées économiquement utilisables, pour un usage donné (et dans le futur pour un impact global minimum), l'une de ces contraintes s'avère, en général, plus difficile à atteindre que les autres.

Par ailleurs, nombre de paramètres des rejets d'eaux épurées par les stations d'épuration sont liés par des relations fortes et insuffisamment connues.

Dans ce document, nous nous efforçons donc :

- de préciser les paramètres les plus contraignants pour l'épuration des eaux usées (principalement domestiques et assimilables, donc hors toxicité spécifique) en fonction de divers objectifs de qualité ;
- de déduire les paramètres pertinents pour respecter, dans l'état actuel des connaissances, les objectifs assignés aux milieux récepteurs ;

– de formaliser pour les procédés d'épuration les plus usuels, les relations liant les concentrations des espèces physico-chimiques constituant des charges polluantes des effluents traités.

Le but étant de bien faire porter l'effort principal sur les paramètres prioritaires et de ne pas imposer, sans motifs bien établis, des contraintes fortes (avec des incidences économiques non négligeables) sur des paramètres jugés aujourd'hui comme ayant un moindre impact sur les milieux récepteurs.

Les effluents épurés

Pour chacun des objectifs, ces polluants sont déterminés en croisant les caractéristiques physico-chimiques à atteindre dans le milieu avec la difficulté d'obtention par les procédés d'épuration des eaux usées aujourd'hui économiquement acceptés ou acceptables dans un futur proche.

Les polluants les plus contraignants

OBJECTIF DE QUALITÉ PISCICOLE

La qualité piscicole est la contrainte qui s'impose le plus fréquemment à l'aval immédiat des rejets des stations d'épuration. La police de la pêche et les associations devenues depuis quelques années de « pêche et de protection des milieux aquatiques » disposent aussi des meilleurs atouts juridiques pour aller dans le sens d'impacts minimums sur les milieux, tels qu'on le voit se dessiner dans la directive cadre de l'an 2000.

Hormis l'objectif de qualité III, qui vise seulement à éviter les nuisances les plus gravement ressenties (odeurs en été...), qui est rare et pour lequel la concentration en matière organique est la

Objectif de qualité	I _A	I _B	II
Concentration minimale à l'étiage en NH ₄ (mg/l)	0,1	0,5	2

plus contraignante⁴, dans tous les autres cas **c'est la concentration en azote ammoniacal qui est le paramètre déclassant le plus difficile à respecter (tableau 1).**

Les concentrations, fixées de longue date par le ministère chargé de l'Environnement sont associées au débit d'étiage QMNA₅, débit moyen mensuel le plus faible constaté sur cinq ans.

Note : Si on prend l'exemple de l'objectif piscicole I_A [qui se différencie de I_B par la possibilité de reproduction des poissons nobles (truite...)] et si le débit d'étiage ne correspond pas à la période de reproduction, on voit que l'application stricte, pouvant être trop onéreuse, pourrait en être modulée avec quelques raisons.

Si l'azote ammoniacal a ainsi été mis en position de polluant déclassant prioritaire, c'est du fait de sa toxicité sur les poissons et les invertébrés aquatiques. On sait toutefois que c'est la forme dissociée NH₃ qui est toxique et que l'équilibre $\text{NH}_4^+ \rightleftharpoons \text{NH}_3 + \text{H}^+$ est gouverné par le pH et la température. Les valeurs des concentrations d'azote ammoniacal fixées (non réglementairement, au sens juridique du terme) pourraient donc certainement être relevées dans le cas des cours d'eau froids à pH acide.

Cette contrainte prégnante sur l'azote ammoniacal a d'ailleurs servi de base à l'établissement de l'annexe I à la circulaire du 17 février 1997 (encadré 1) concernant les installations soumises à déclaration. Cet élément n'est pas explicite dans la mesure où les juristes ne voulaient pas faire ap-

▲ Tableau 1 – Objectifs de qualité piscicole et concentration en azote ammoniacal.

4. C'est-à-dire que dès lors que DBO et DCO sont respectées, les autres paramètres seront quel que soit le procédé d'épuration employé.

Encadré 1

Les niveaux de traitement minimum prévus pour les agglomérations soumises à déclaration (12 à 120 kg DBO/j) figurent dans le tableau suivant :

D1	D2	D3	D4
Rendement en flux MES ≥ 50 % Rendement en flux DBO ₅ ≥ 30 %	DBO ₅ ≤ 35 mg/l ¹	Rendement en flux DCO ≥ 60 % Rendement en flux NK ≥ 60 %	DBO ₅ ≤ 25 mg/l ¹ DCO ≤ 125 mg/l ¹

(Source : circulaire 97-31 du 17 février 1997).

La circulaire de février 1997 cite les moyens techniques d'épuration pour atteindre ces performances :

D1 : décanteur – digesteur.

D2 : lits bactériens à charge volumique intermédiaire (0,7 kg DBO/m³.j), lagunage aéré...

D3 : lagunage naturel.

D4 : boues activées en aération prolongée, infiltration – percolation sur sable...

NB – Pour tous ces procédés, le lecteur peut se reporter à Boutin et coll. (1998).

La circulaire précise aussi comment classer les collectivités concernées à partir d'un indicateur de l'impact des rejets épurés sur les cours d'eau récepteurs via le rapport de la population concernée au débit d'étiage QMNA₅.

paraître pour les petites collectivités des contraintes de base plus importantes que celles imposées aux collectivités de plus de 2 000 habitants (pour lesquelles ce paramètre n'est pas cité alors qu'il a des conséquences non négligeables sur l'éventail des procédés utilisables et donc au moins sur le coût d'investissement des installations d'épuration).

Les niveaux D₁ à D₄ de la circulaire du 17 février 1997 et leur correspondance avec les rapports population/débit d'étiage sont en effet fondés sur les rejets en azote ammoniacal ou ammonifiable des habitants après les types de traitements imposés par les objectifs explicites (DBO, DCO...) dans cette circulaire.

Ainsi, globalement, les valeurs utilisées figurent au tableau 2.

OBJECTIF DE PRODUCTION D'EAU POTABLE

Parmi d'autres contraintes, la réglementation impose que les eaux brutes destinées à la potabilisation aient une DCO inférieure à 50 mg/l, c'est d'ailleurs le seul usage envisagé fixant la DCO comme paramètre particulièrement contraignant.

Cette valeur de 50 mg/l s'impose donc aussi comme la valeur la plus faible pouvant être imposée à un rejet. Des valeurs plus faibles pourraient signifier que l'on veut imposer une dilution à une DCO amont plus élevée et donc imposer des contraintes à une collectivité (ou un industriel) pour un état du milieu dont elle n'est pas responsable, donc au-delà des nécessaires solidarités amont-aval.

Les objectifs de qualité microbiologique

La contrainte principale, évidente, concerne les germes pathogènes⁵ avec l'objectif typique appliqué aux points sensibles, de moins de 10³ coliformes fécaux/100 ml.

Il faut souligner ici que les rendements souvent visés doivent être de l'ordre de 99,99 % au minimum (quatre unités log d'abattement). Les taux extrêmement élevés imposent des contraintes particulières : 1 % d'habitants non correctement raccordés et/ou dont les rejets rejoignent le milieu

récepteur sans traitement rend inopérant tout traitement complémentaire, l'abattement du procédé biologique étant classiquement de l'ordre de 99 % (deux unités log).

Compte tenu des évolutions actuelles et lorsque les solutions de lagunage ne sont pas adaptées, le recours au traitement final par UV s'impose dans la plupart des cas. Pour être efficace, ce traitement doit s'exercer sur une eau très peu turbide et donc être couplé à un traitement secondaire performant, voire à un traitement tertiaire.

On ne peut qu'insister sur le fait que le traitement de ce paramètre n'est possible que par un strict contrôle des raccordements au réseau d'assainissement, ainsi que des éventuels ruissellements (épandages...).

Les relations entre les divers paramètres physico-chimiques des effluents épurés

Ces liens sont traités ici pour les procédés les plus utilisés dès lors que la qualité des eaux épurées est excellente et donc, explicitement ou *de facto*, impliquant une nitrification quasi complète. Il s'agit pour l'essentiel de boues activées en faible charge ou en aération prolongée, des biofiltres et des systèmes d'infiltration sur matériaux fins.

Les relations établies dans ce chapitre peuvent aussi permettre de contrôler la fiabilité des analyses, notamment celles issues de l'auto-surveillance. L'expérience montre malheureusement qu'une proportion très importante des résultats analytiques est entachée d'erreurs manifestes ou, pour le moins, d'incertitudes élevées (Ranchet et coll., 1980). Celles-ci sont bien compréhensibles pour la DBO, nettement moins pour les autres paramètres.

La matière organique (Henze et coll., 1995)

La matière organique des eaux épurées (exprimée en DBO et DCO) se compose d'une fraction dissoute (traitable ou non, voire redissoute) et de la matière organique contenue dans les particules non retenues par le système (perte de biomasse). On a donc :

$$MO = a + b \text{ MES}$$

$$\text{ou } DBO = a_b + b_b \text{ MES}$$

$$\text{et } DCO = a_c + b_c \text{ MES.}$$

5. Les germes pathogènes ne sont pas mesurés et les objectifs sont fixés sur les GTCF – germes tests de contamination finale – dont les coliformes fécaux (CF).

Niveau	D1	D2	D3	D4
Abattement d'azote (NK)	15 %	25 %	60 %	90 %

▲ Tableau 2 – Abattement d'azote implicite dans la circulaire « déclaration » de 1997 (source Cemagref).

LA DBO

Chaque mg/l de MVS perdu par l'installation correspond à une DBO de 0,6 mg/l environ. On peut considérer, de manière approchée mais suffisante pour notre propos, que les MES perdues sont composées à 70 % de matières volatiles. Notons que pour les bio-filtres, cette teneur est un peu plus élevée, ce qui ne modifie pas les résultats présentés plus loin.

On pourra donc utiliser, tous procédés visés ci-dessus confondus :

$$b_b = 0,6 \times 0,7 = 0,42$$

$$\text{soit } \text{DBO} = a_b + 0,42 \text{ MES} \quad (1)$$

La valeur de a_b (concentration de DBO dissoute des effluents épurés) varie un peu en fonction des procédés employés. En aération prolongée a_b est de l'ordre du mg/l, voire 2 ou 3 mg/l dans les installations les plus petites qui peuvent occasionner un peu de courts circuits dans le bassin d'aération (sauf dispositions particulières) pendant la période d'arrêt des aérateurs. Cette dernière valeur peut aussi être retenue pour les boues activées en « faible charge » (0,2 kg DBO/kg MVS.j).

Les MES normalement rejetées en **aération prolongée** ne sont pas précisément prévisibles ; aucune relation entre la concentration de MES rejetées et les paramètres de dimensionnement des divers ouvrages, clarificateur inclus n'ayant pu être établie. Les concentrations minimales constatées sont de l'ordre de 5 à 7 mg/l mais peuvent aussi atteindre, en « bon fonctionnement », une vingtaine de mg/l.

Ainsi, on voit que sans recourir à un traitement tertiaire assurant une élimination complémentaire de MES (typiquement un filtre à sable tertiaire) il est possible d'envisager une concentration résiduelle en DBO de l'ordre de ($a_b + 20 \times 0,42$) soit environ 10 mg/l. En pratique, une exigence de **12 mg/l de DBO** ne doit pas faire modifier la conception classique d'une boue activée en aération prolongée. Les résultats apparaissant en contradiction avec cette affirmation témoignent le plus souvent de défauts d'exploitation, voire de conception.

Les traitements complémentaires par filtration sur sable peuvent ramener la concentration en MES aux environs de 5 à 7 mg/l et donc les exigences accessibles à **8 ou 10 mg/l de DBO** (aération prolongée incluse pour le bas de ces fourchettes).

- Dans le cas des **biofiltres** (nitrifiants), les MES rejetées ne dépassent normalement pas une concentration de 10 à 15 mg/l et la fraction dissoute de la DBO est comprise entre 6 et 10 mg/l (avec quelques variations liées à la concentration des effluents bruts et au process).

Au total, sans imposer le recours à un traitement complémentaire des MES, une DBO de 12 ou 15 mg/l peut en être exigée.

- Pour les systèmes **d'infiltration sur matériaux fins** (infiltration-percolation sur sable, filtres plantés de roseaux, etc.) utilisés en traitement secondaire, la situation est plus complexe même si on néglige la période pendant laquelle quelques « fines » minérales ainsi que de petites particules organiques sont relarguées par le matériau pas encore suffisamment colonisé par un biofilm bactérien.

En fonctionnement routinier, des concentrations résiduelles de MES de 10 à 15 mg/l sont courantes, elles peuvent cependant être dépassées dans l'effluent qui résulte de l'alimentation par les premières bâchées qui suivent une période de repos. La biomasse placée en situation de disette prolongée – voire de dessiccation partielle (état périodiquement nécessaire pour préserver la pérennité du système en évitant son engorgement biologique) – est ainsi fragilisée et des concentrations supérieures peuvent de ce fait être constatées. En termes de flux, le phénomène est atténué du fait d'une ré-humectation concomitante du support.

Pour ces systèmes dont les limites et paramètres-clés de fonctionnement sont encore imparfaitement connus, la DBO résiduelle dissoute dépend de la concentration initiale des influents, une valeur de l'ordre de 5 mg/l pour des eaux usées peu concentrées, pouvant atteindre 10-15 mg/l lorsque la DBO est supérieure à 300 mg/l.

Ainsi, les concentrations en DBO exigibles des systèmes d'infiltration sur matériaux fins ressortent à $5 + (0,42 \times 15) = \mathbf{12 \text{ mg/l}}$ pour des eaux usées diluées et une **vingtaine** de mg/l pour des effluents concentrés. Ces valeurs seront légèrement dépassées une fois par semaine lors de la remise en route d'une unité (tableau 3).

▼ Tableau 3 – DBO des effluents épurés par divers procédés nitrifiants (source Cemagref).

	a_b	0,42 MES	Minimum total
Aération prolongée	2 à 3	8	12
Biofiltres	6 à 10	6	12 à 15
Infiltration sur matériaux fins	3 à 6	6	10 à 12

LA DCO

Chaque mg/l de MVS des effluents épurés contribue pour 1,5 mg/l à la DCO résiduelle. De manière homologue à la DBO, il vient :

$$b_c = 1,5 \times 0,7 = 1,05 \text{ et}$$

$$DCO = a_c + 1,05 \text{ MES} \quad (2)$$

La fraction dissoute de la DCO se compose de deux éléments : l'un correspondant à la DBO dissoute des eaux traitées (a_{cnt}) et l'autre à une fraction non biodégradable (a_{cd}).

$$\text{Soit } a_c = a_{cnt} + a_{cd}$$

L'existence de cette fraction non biodégradable dite aussi DCO « dure », ou DCO « réfractaire », porte à plusieurs réflexions.

- Elle est mesurée au laboratoire par une mesure de biodégradabilité des eaux brutes en présence d'oxygène pendant trois semaines (Duchène et Derlet, 1994). En se référant à ce qui peut arriver après rejet dans le milieu naturel, il est clair que cette fraction restera inerte (sauf à très long terme, en mer) et ne sera donc pas source de consommation dommageable d'oxygène dissous. Aucune toxicité sur les organismes n'a jamais non plus été associée à cette fraction de matière organique stable qui inversement peut complexer les métaux (Stumm et Morgan, 1996).

- Les concentrations typiques de DCO dure des eaux usées traitées domestiques varient avec la concentration des effluents bruts, c'est-à-dire avec le taux de dilution par des eaux parasites.

- Pour des effluents non dilués (DBO brute supérieure à 300 mg/l) a_{cd} est d'environ 30 mg/l et peut atteindre 35 mg/l.

- Pour des effluents dilués au 1/2 (pour 100 % d'eau parasites), soit une DBO brute ~ 150 mg/l, a_{cd} est d'environ 20 mg/l (les eaux parasites contiennent un peu de DCO dure).

- L'origine et la composition précise de cette DCO dissoute réfractaire ne sont pas connues précisément. Des valeurs plus élevées que la normale sont d'origine industrielle. Des exemples en sont connus avec des sources végétales

(matières stercoraires des abattoirs, féculeries de pomme de terre...).

On voit donc que contrairement à ce qui concerne la DBO, les concentrations résiduelles de DCO sont liées à la concentration des eaux brutes : elles seront d'autant plus élevées que la dilution par des eaux parasites est faible, ce qui est par ailleurs unanimement souhaité (par souci d'économie et pour obtenir des rendements maximums de traitement).

C'est donc logiquement la contrainte mise sur la DBO qui impose de fait un traitement homologué sur la DCO dégradables, avec un ratio DCO biodégradable/DBO des effluents épurés $\approx 2,5$. Globalement, **c'est la DBO qui est le paramètre de contrôle de la qualité du traitement de la matière organique**⁶.

En récapitulant ce qui peut être obtenu en terme de DCO par les procédés déjà évoqués pour la DBO (tableau 4).

Ainsi, lorsque les eaux à traiter sont concentrées, la valeur de 50 mg/l en DCO peut ne pas pouvoir être atteinte par les meilleurs procédés, s'ils ne sont pas complétés par des traitements tertiaires. C'était pourtant une valeur déjà exigible pour l'ancien niveau « f » de la réglementation française.

Compte tenu de l'ensemble des éléments énoncés ci-dessus, il apparaît assez inutile de fixer des contraintes trop sévères sur la DCO. En pratique, chaque exigence de qualité **où la DCO demandée serait inférieure à 35 + 2,5 fois la DBO exigée représenterait une contrainte excessive pour des eaux usées brutes non diluées**⁷.

Dans le cas des effluents industriels ce raisonnement de simple logique est encore plus important. Les cas les mieux connus de DCO réfractaire à la biodégradation concernent des sources végétales (matières stercoraires des abattoirs et, plus inévitables, pommes de terre des féculeries...). D'autres sources industrielles encore insuffisamment connues conduisent à ce même type de situation. Dans ces cas, la concentration en DCO réfractaire peut dépasser 100 mg/l. Il nous semble là encore évident qu'il convient d'imposer une bonne qualité de traitement au moyen d'une DBO exigée faible, voire très faible, tout en permettant (hors objectif « eau potable ») des concentrations en DCO des effluents épurés le cas échéant en dérogation avec la directive.

6. Il s'agit bien du contrôle au sens physique du terme, la mesure de vérification pouvant au contraire être fortement déconseillée en termes de DBO, comme pour les lagunages naturels pour lesquels la présence d'algues microscopiques dans l'effluent épuré rend le résultat analytique très critiquable (photosynthèse possible durant le test...).

7. Valeur à ramener à 20 + 2,5 DBO pour des eaux usées brutes constamment diluées.

▼ Tableau 4 – DCO des effluents épurés par divers procédés nitrifiants (source Cemagref).

	a_{cnt}	a_{cd}	1,05 MES	Minimum total
Aération prolongée	5 à 7	20 à 35	20	45 à 60
Biofiltres	8 à 12	20 à 35	15	45 à 65
Infiltration sur matériaux fins	8 à 15	20 à 35	20	50 à 70

Les formes réduites de l'azote

TYPOLOGIE DES FORMES RÉDUITES DE L'AZOTE DANS LES EAU ÉPURÉES (HÉDUIT ET COLL., 1996 ; DERONZIER ET COLL., 2001)

De manière tout à fait comparable à la DCO, l'azote « réduit » (non oxydé) se compose de quatre fractions :

Azote Kjeldahl = azote ammoniacal + azote organique soluble ammonifiable + azote organique soluble réfractaire au traitement + azote organique des MES

$NK = N - NH_4 \text{ dissous} + N_{osa} + N_{osna}^8 + N \text{ organique des MES}$

En considérant que l'ammonification de l'azote organique dissous est quasi complète, le terme N_{osa} est négligé, on peut écrire pour les effluents épurés :

$$NK = N - NH_4 + c \text{ MES} + N_{osna}. \quad (3)$$

En moyenne les MES perdues avec l'effluent épuré contiennent 6 % d'azote soit $c = 0,06$.

L'azote organique dissous non biodégradable, dans les mêmes conditions que la DCO dissoute réfractaire varie en concentration, en fonction de la dilution des eaux usées brutes par les eaux parasites :

– pour des effluents domestiques non dilués (DBO brute ~ 300 mg/l), $N_{osna} = 2 \text{ mg/l}$;

– pour des effluents domestiques dilués au $\frac{1}{2}$ par des eaux parasites (DBO brute ~ 150 mg/l), $N_{osna} = 1 \text{ mg/l}$.

LES LIMITES ACCESSIBLES POUR LES FORMES RÉDUITES DE L'AZOTE

Des activités industrielles variées et fort mal connues engendrent un talon d'azote organique non ammonifiable plus élevé, pouvant sur certains effluents urbains porter sa valeur vers 5 à 7 mg/l. Il s'agit probablement de composés fort variés dont des protéines mais aussi certaines molécules de synthèse. La source de tels rejets s'avère en général assez difficile et au moins fort onéreuse à localiser.

	N-NH ₄ (mg/l)
Boues activées aération prolongée	2 ⁹
Boues activées en faible charge	5 – 6
Biofiltres : Traitement secondaire moyen	10
Biofiltres : Traitement tertiaire moyen	5
Biofiltres : Traitement poussé	2
Infiltration	3 à 5 ¹⁰

L'ammonification dans les divers procédés d'épuration étant rapide, les concentrations d'azote organique soluble non ammonifiables (=Norg. Réfractaire) sont stables pour l'ensemble des procédés.

La concentration résiduelle en azote ammoniacal (N-NH₄) est fonction des procédés (tableau 5).

N-NH₄ (mg/l)

En récapitulant d'après les mêmes caractéristiques (MES...) déjà utilisées pour la matière organique et les éléments ci-dessus, on peut dresser le tableau suivant des limites pouvant être atteintes par les divers procédés nitrifiants.

Plusieurs considérations peuvent illustrer le tableau 6.

L'azote organique pouvant être rejeté sous forme particulaire, en fonctionnement normal des procédés évoqués, est faible et de l'ordre du mg/l. Deux conséquences à cette constatation :

1) Un traitement tertiaire réduisant la concentration des MES rejetées n'apporte qu'un bénéfice limité sur l'azote réduit.

2) Cette valeur faible et assez stable ne porte pas à en faire un élément déterminant.

Tout comme la DCO dure rend difficile l'atteinte des contraintes de rejet les plus sévères, pour les effluents concentrés, l'azote organique dissous ré-

▲ Tableau 5 – N-NH₄ résiduel minimum selon les procédés (source Cemagref).

▼ Tableau 6 – Limite atteignable en azote réduit pour les divers procédés nitrifiants (en mg/l) (source Cemagref).

	N-NH ₄	N _{org} des MES	N _{dur}	NK ¹¹
Aération prolongée	2	1,2	2	5,2
Faible charge	6	1,2	2	10
Biofiltres nitrifiant secondaires	< 8 – 9	1,2	2	< 12
Biofiltres nitrifiants tertiaires	< 5	1,2	2	< 8
Biofiltres nitrifiants poussés	2	0,9	2	< 5
Infiltration	5	1,0	2 ¹¹	8

8. N organique soluble non ammonifiable.

9. En fonctionnement vraiment optimisé une valeur moyenne journalière de 1 mg/l peut être atteinte (temps sec).

10. La concentration peut légèrement croître au cours de la période d'alimentation alors que s'épuisent les réserves d'oxygène présentes dans la porosité du matériau et renouvelées pendant la nécessaire période de repos.

11. Valeurs à baisser d'1mg/l si les eaux usées brutes sont fortement diluées.

fractaire rend très difficile l'atteinte de contraintes telles que 5 mg/l de NK qui était pourtant un objectif explicitement exigible dans le cadre de l'ancienne réglementation (« Nk_3 »).

À l'instar de la DBO pour les matières organiques, la contrainte de traitement de l'azote doit donc porter en premier lieu sur l'azote ammoniacal et des valeurs telles que 2 mg/l en $N-NH_4$ peuvent être requises sans changer la conception des stations classiquement conçues, et en particulier pour les boues activées en aération prolongée.

NB – La nitrification intervient toujours alors que la matière organique est bien éliminée. Cela signifie que l'exigence d'un faible rejet en azote ammoniacal (quelques mg/l de $N-NH_4$) implique automatiquement des rejets dissous des matières organiques (DCO, DBO) minimisés.

Pour une station d'épuration devant nitrifier de manière importante, la qualité globale du traitement est ainsi garantie par le couple $N-NH_4$ et MES.

Ainsi le couple d'exigences $N-NH_4 = 5$ mg/l et MES = 20 mg/l implique des DBO de l'ordre de 10 mg/l et des DCO (hors fraction non biodégradable) de l'ordre de 25 mg/l au maximum en boues activées ou en infiltration sur matériaux fins. Pour des biofiltres « tertiaires moyens », ces deux valeurs peuvent être portées à 15 et 40 mg/l respectivement.

Les formes oxydées de l'azote

Au préalable, nous pensons qu'il est nécessaire de rappeler certains effets des formes oxydées de l'azote sur le fonctionnement des stations d'épuration et sur le milieu récepteur.

Un premier cas concerne les boues activées. La dénitrification y est nécessaire, au moins partiellement, dans l'optique du bon fonctionnement durable du procédé. En effet, si la dénitrification n'est pas maîtrisée, la réduction des nitrates en azote gazeux se produit spontanément dans le clarificateur avec deux types de conséquences : soit le dégazage (souvent au-delà de 10 mg/l de $N-NO_x$) est suffisamment important pour entraîner avec l'effluent épuré un départ de fines (petits grains de floccs notamment filamenteux) tel que l'on se trouve en délicatesse avec l'exigence de 25 mg/l de DBO 95 % du temps, soit on va créer des flotants pérennes qui tôt ou tard conduiront à un dysfonctionnement biologique (*bulking*) qui mènera tout droit aux valeurs réductrices (50 mg/l DBO en particulier) *via* des pertes de boues.

Les autres procédés et notamment l'ensemble des cultures fixées (biofiltres, infiltration-percolation), fonctionnent de manière préférentielle en produisant un effluent nitrifié et très partiellement dénitrifié.

Le rejet de nitrates dans les eaux douces superficielles continentales n'est pas mis en cause en tant que pollution biologiquement décelable : si les « normes » physico-chimiques les mentionnent, c'est en tant qu'indicateurs par rapport à une situation non anthropisée (cf. l'esprit de la directive cadre sur l'eau) et il est clairement établi qu'ils n'affectent pas la qualité biologique et ses index (divers indices biotiques). Dans les milieux dulçaquicoles et en premier lieu dans les plans d'eaux, il a clairement été établi que, parmi les deux sels nutritifs majeurs (phosphates et nitrates) responsables des phénomènes d'eutrophisation, les phosphates étaient nettement l'élément de contrôle. Certains scientifiques (Barroin, 1999...) ajoutent même que la présence de nitrates oriente les croissances algales vers les espèces ne produisant pas de phytotoxines ayant des conséquences néfastes sur l'homme et qu'ainsi on évite le passage en anaérobiose et le relargage subséquent du phosphore par les sédiments.

Par ailleurs la dénitrification dans les milieux récepteurs est loin d'être négligeable. Les demandes de limitation des flux d'azote oxydés (nitrates...) concernent donc avant tout la protection du milieu marin. Les traités (Baltique, Mer du Nord...) le montrent bien alors que les océanographes, faisant évoluer rapidement leur science, en sont à déterminer des zones maritimes où l'eutrophisation, responsable des *blooms* algaux pourrait être contrôlée tantôt par le phosphore, tantôt par l'azote et dans d'autres zones encore en limitant les flux de ces deux éléments.

Lorsque les eaux superficielles réceptrices sont utilisées en aval pour la production d'eau potable un rejet de nitrates va certes accroître la concentration mais ne crée que dans des très rares cas de très faible dilution par le débit du cours d'eau, le risque de faire franchir la valeur réductrice de 50 mg/l NO_3 (par exemple pour des eaux de rivière à 25 mg/l NO_3 le dépassement des 50 mg/l après rejet suppose un taux de dilution inférieur à 4 environ. Pour des eaux en amont du rejet pouvant atteindre des valeurs proches de 50 mg/l, le couplage concentration en NO_3 – débit du cours d'eau doit être étudié).

LES LIMITES D'AZOTE OXYDÉ POUVANT ÊTRE ATTEINTES

L'azote oxydé (nitrites et nitrates) est entièrement sous forme de sels dissous. En fonctionnement normal, les nitrites restent en concentration quasi nulle ou inférieure à 1 mg/l. Ils ne sont rencontrés à des concentrations supérieures (plusieurs mg/l) que lors d'épisodes critiques (toxicité limitée liée aux eaux brutes, températures très basses (< 6 °C par exemple), ou dans le cas d'effluents industriels suffisamment riches en azote pour que les concentrations d'azote ammoniacal ou nitreux autour de la culture bactérienne puissent croître assez pour inhiber l'étape sensible qu'est la nitratisation.

En fonctionnement normal des stations d'épuration, l'azote oxydé est donc assimilable aux nitrates (N-NO_3).

Les procédés à cultures fixées par ailleurs performants quant au traitement des matières organiques et en nitrification sont limités en matière de dénitrification :

- dans la conception actuelle des infiltrations sur matériaux fins, l'abattement des nitrates formés est très partiel (quelques % à environ 20 %) ;

- dans le cas de biofiltres, une dénitrification est possible et peut atteindre 70 % par la pré-dénitrification qui implique un taux de circulation de 300 %. Des rendements plus importants ne peuvent être atteints qu'au prix d'un dispositif coûteux en investissement et en fonctionnement, avec ajout d'une source carbonée type méthanol en dénitrification tertiaire ;

- les boues activées, comme dit plus haut, doivent être conçues et réglées de manière à dénitrifier le plus possible dans les bassins de traitement¹² (tableau 7).

LES CONSIDÉRATIONS SUR LES LIMITES QUALITATIVES

En général, les objectifs de traitement concernant l'azote oxydé sont fixés en azote global N_{GL} , c'est-à-dire la somme de l'azote ammoniacal, de l'azote organique et de l'azote oxydé (N-NO_2 et N-NO_3).

Les indications données plus haut permettent de mettre en perspective ce concept N_{GL} par rapport aux possibilités des meilleurs traitements.

Une limite absolue, sans avoir à recourir à des traitements tertiaires « innovants » et fort onéreux est de l'ordre de 8 mg/l de N_{GL} . Encore une telle

exigence (hors cas particulier comportant d'autres contraintes notamment de site) conduit-elle obligatoirement à recourir aux boues activées en aération prolongée ou éventuellement à une dénitrification tertiaire coûteuse, après biofiltres par exemple.

On voit aussi que l'exigence pour les cas « particulièrement sensibles » de l'actuelle réglementation ($\text{N}_{\text{GL}} \leq 10$ mg/l) laisse bien peu de marge de manœuvre et devrait toujours être considérée comme une moyenne à atteindre et non, par assimilation un peu rapide, à une valeur à respecter à 95 %¹³. Ceci relève aussi de la pure logique, les nitrates (tout comme les phosphates) n'intervenant essentiellement dans les processus d'eutrophisation que par accumulation dans les milieux à long temps de séjour.

Concernant les formes oxydées de l'azote, une autre possibilité est ouverte : la fixation d'un niveau azote oxydé ($\text{N-NO}_x = \text{N-NO}_2 + \text{N-NO}_3$) et on a vu que l'exigence de temps sec la plus contraignante est de l'ordre de $\text{N-NO}_x = 2$ mg/l. Cette formulation se couple évidemment mieux avec une exigence exprimée en N-NH_4 que le recours à une valeur en N_{GL} .

Le phosphore

DÉCOMPOSITION DES FLUX APRÈS TRAITEMENT

Le phosphore résiduel des eaux épurées se compose de deux fractions selon l'équation

$$P_T = e + f \times \text{MES} \quad (4)$$

e représente la fraction dissoute, c'est-à-dire les orthophosphates non assimilés, non surassimilés (stockage de la déphosphatation biologique « accrue ») ou non précipités.

f représente, comme déjà vu pour les autres composants de la charge polluante, le pourcentage de phosphates contenu dans les MES rejetées avec l'effluent épuré.

Lorsqu'un traitement spécifique du phosphore est mis en œuvre (déphosphatation biologique accrue et/ou déphosphatation physico-chimique), la variabilité de **f** est très supérieure à celle des autres coefficients utilisés dans le présent document. Il y a à cela une série de raisons :

- le phosphore étant un élément totalement conservatif, sa concentration dans les MES est fac-

12. Remarquons que même pour les objectifs les plus contraignants en N_{GL} , les boues activées en aération prolongée fournissent d'aussi bonnes performances en bassin unique, qu'avec un bassin d'anoxie plus utile, en cas d'à-coups de charge (pluie en réseau unitaire) sur la bonne nitrification que sur la dénitrification (Deronzier et coll., 2001).

13. La maîtrise des processus de nitrification – dénitrification s'améliorera sans aucun doute avec le temps. Toutefois, pour les réseaux unitaires, les épisodes pluvieux resteront durablement difficiles à dominer et il serait (inutilement ?) extrêmement coûteux de contraindre dans ces circonstances à des valeurs très faibles (< 15 mg/l par exemple).

◀ Tableau 7 – Limite de traitement en dénitrification (nitrates en mg/l de N) (source Cemagref).

	N-NO₃
Aération prolongée	1 - 2
Faible charge	5 - 6

teur du flux à traiter et du rendement, voire aussi des flux de matières minérales (eaux brutes + coagulants) ;

– les flux sont variables du fait à la fois :

✗ de la présence d'effluents industriels pauvres ou riches en phosphore ;

✗ de variations régionales dues à des habitudes différentes de consommation en matière de lessives ;

✗ de variations « historiques » non terminées : les flux domestiques baissent avec la forte diminution des lessives dites « avec » et la proportion croissante d'usage de lessives sans phosphates. Ainsi les eaux résiduaires urbaines sont passées d'un taux P_T /DBO proche de 8 % à des valeurs qui peuvent dans certaines régions et pourront ailleurs s'établir à moins de 5 %.

Les valeurs de f peuvent ainsi être établies pour le moyen terme¹⁴ (tableau 8).

LIMITES ATTEIGNABLES PAR LES DIVERS TRAITEMENTS

La déphosphatation permettant d'atteindre les niveaux réglementaires de 80 ou 90 % d'élimination apparaît aujourd'hui comme l'apanage des boues activées, avec la classique « co-précipitation » (introduction de sels métalliques trivalents dans les bassins de traitement biologique) (Cebedeau, 1997). Elle est toutefois parfaitement praticable (quoique l'usage n'en soit pas encore répandu) pour tous les procédés d'épuration comportant un clarificateur final (lits bactériens, lagunage aéré, etc.). Dans ce cas, la simple interposition d'un bassin de coagulation-floculation avec quelques dizaines de minutes de temps de séjour où l'on injecte les réactifs métalliques donne les moyens de viser ces objectifs de traitement du phosphore. Par contre, pour les procédés à cultures fixées sans décanteur secondaire (bio-filtres, procédés relevant de l'infiltration...) l'élimination biologique de phosphore, pour l'ins-

tant limitée à l'assimilation (20-25 % de rendement dans l'avenir), ne sera améliorée que par des travaux de recherche qui en sont aujourd'hui à leurs débuts. Pour certains bio-filtres toutefois, la présence d'un décanteur primaire permet, par pré-précipitation, l'élimination physico-chimique du phosphore. Le dosage des réactifs doit être soigneusement adapté pour permettre le traitement biologique ultérieur.

La fraction résiduelle e d'orthophosphates dissous dépend du procédé et des dosages de sels métalliques mais reste de l'ordre de 0,2-0,3 mg/l. Pour les cas de traitements efficaces du phosphore, on pourra retenir une contribution (f) de 6 ou 6,5 % sur une quinzaine de mg/l de MES. Statistiquement l'adjonction des sels métalliques utilisés pour la déphosphatation abaisse un peu la concentration de « fines » perdues avec les eaux épurées (d'où la différence avec la vingtaine de mg/l utilisée dans le chapitre « Matière organique »).

Sans traitement complémentaire, des concentrations un peu supérieures à $P_T = 1$ mg/l sont en principe faciles à obtenir en moyenne (l'asservissement du dosage de réactifs aux variations de flux de phosphore à traiter est toutefois fort délicat) sans surdosage coûteux des réactifs. Il conviendrait donc de fixer des concentrations moyennes annuelles de P au rejet de 1,2 à 1,3 mg/l pour les filières classiques indépendamment de la concentration des eaux brutes.

Des objectifs un peu supérieurs, notamment les 2 mg/l classiques aujourd'hui pour les installations petites et moyennes, doivent être aisément atteints avec une exploitation suffisamment attentive.

La contrainte réglementaire s'appliquant pour le phosphore total aux grandes stations d'épuration est plus facilement satisfaite avec un traitement tertiaire, qui, à cette taille d'installation, représente un coût supportable.

Des objectifs plus sévères que 1 mg/l imposent à coup sûr un traitement tertiaire retenant les MES. L'imposition d'un traitement tertiaire de ce type via les prescriptions fixées au rejet sera naturellement d'autant plus justifiée que plusieurs paramètres (par exemple DBO et phosphore) justifieraient sa présence... De tels ouvrages tertiaires sont aussi une sécurité qui sera d'autant plus appréciée par les exploitants de stations d'épuration que le respect des exigences de rejet s'affirmera comme encore plus essentiel.

14. C'est-à-dire pour des flux de P_T de l'ordre de 2 – 2,3 g.P/habitant raccordé, valeur déjà atteinte dans certaines régions comme l'Alsace. Aujourd'hui les valeurs de f en situation de déphosphatation pourront encore atteindre 7 ou 7,5 %.

	Rendement	f
Assimilation seule	25 %	2 – 2,5
Déphosphatation physico-chimique (co-précipitation)	80 – 90	6
Déphosphatation biologique accrue + physico-chimique	80 – 90	6,5

▲ Tableau 8 – Pourcentages de phosphore dans les MES des boues activées (source Cemagref).

Quelques autres considérations à propos des débits et concentrations de rejets

Rejets vers le milieu aquatique superficiel ?

Dès lors que la pression humaine est forte (rapport PE/QE¹⁵ : population assainie collectivement/débit d'étiage) c'est-à-dire que le facteur de dilution des eaux épurées dans le milieu récepteur est faible, les contraintes de qualité piscicole, à commencer par l'azote ammoniacal et ammonifiable deviennent impossibles à satisfaire par des traitements économiquement supportables. C'est bien sûr le cas de fortes populations établies sur des cours d'eau (photo 1) peu puissants (dont l'agglomération parisienne est l'exemple le plus connu) mais aussi de nombre de villages et petits bourgs situés dans le chevelu amont des bassins hydrographiques.

Dans ces derniers cas et notamment pour les populations inférieures à environ 1 000 habitants, un bon traitement de la matière organique et de nitrification devrait trouver un débouché plus raisonnable vers le sol, en absence de nappe exploitée ou exploitable. L'avis de l'hydrologue officiel sera bien sûr toujours requis, mais les flux des seuls polluants traversant quelques dizaines de centimètres de bon sol – les chlorures et les nitrates – ne devraient le plus souvent pas être rédhibitoires. C'est l'esprit de l'arrêté du 21 juin 1996. Toutefois, il arrive que des services de police des eaux, forts d'une interprétation du ministère de l'Environnement/Direction de l'eau de 1994 encore en vigueur, appliquent dans ce cas une procédure d'autorisation pour de tels dispositifs. Cette contrainte réglementaire peut s'avérer contre-productive, si les collectivités optent alors pour des rejets vers les milieux aquatiques superficiels.

L'expression des contraintes de qualité de rejet

La réglementation permet de s'appuyer sur les concentrations des eaux épurées ou sur des rendements.

Il est bien évident que l'impact sur les milieux récepteurs est fonction des flux (et de la dilution en milieu courant). En raisonnant à charge et débit nominaux, les grandeurs de rendement, concentration et flux sont liées par des relations simples (Qn et Charge_{entrée} étant donnés) :

$$\text{Flux}_{\text{sortie}} = \text{Conc}_{\text{sortie}} * Qn$$

$$\text{rendement} = r = 1 - (\text{Flux}_{\text{sortie}} / \text{Charge}_{\text{entrée}})$$

Or ce calcul reste théorique. En effet, tant les charges que les débits sont variables. On constate d'ailleurs une tendance à surestimer la charge (de l'ordre de 30 %) et à sous estimer les débits nominaux, par temps de pluie.

Le contrôle des rejets par les concentrations est suffisant pour le milieu tant que le débit réel est inférieur au débit nominal. Il ne l'est plus au-delà et le risque est grand, puisque cela est toléré, que pour respecter des concentrations de sortie, on utilise un peu trop le ou les by-pass, dégradant de fait la performance globale du système d'épuration. La tentation de fixer alors un rendement global (prenant en compte les rejets directs) et un mode, dit de fonctionnement dégradé, est forte.

Il est préférable d'aller plus loin dans l'analyse, si le milieu le justifie, et de fixer des niveaux de rejet en fonction des modes de fonctionnement de la station. Au temps sec, il faut ajouter des charges de temps humide (ou de nappe haute), cas suffisant dans la partie septentrionale de la France, et/ou des charges de temps d'orage. Ces valeurs n'ont de sens que si elles reflètent les flux acceptables par le milieu, qui conduiront alors à des valeurs de concentration.

Ainsi, le travail de contrôle sera possible et efficace.

Notons que pour les événements exceptionnels, le raisonnement sur des flux nominaux conduit à admettre une dégradation temporaire de la qualité

15. Cf. annexe à la circulaire du 17 février 1997.

Photo – Daniel Gauthier (Cemagref)



▲ Photo 1 – Milieu récepteur et rejets.

du rejet global du système d'assainissement, admise par les circulaires du 12 mai 1995 et du 6 novembre 2001. Il convient d'en limiter les effets sur le milieu.

Le travail du service de police des eaux est certes compliqué ; il est plus aisé pour lui de raisonner en flux admissible par le milieu et de laisser à la collectivité le soin de définir et de mettre en œuvre les dispositifs adéquats. Ce travail de définition des flux admissibles doit être fait en gardant à l'esprit les différents événements qui peuvent se produire. Cependant, à l'approbation du programme de travaux et au moment de régler les ouvrages, le retour vers les concentrations est indispensable. D'où la nécessité de l'anticiper.

La discussion ci-dessus montre l'importance de bien fixer les débits nominaux ; il faut aussi s'interroger sur les concentrations des rejets. En effet, sauf s'il y a risque de toxicité aiguë, on doit garder à l'esprit que la qualité minimale fixée au rejet ne reflète pas une valeur moyenne. L'examen empirique de données de concentration en sortie de quelques stations montrent que la valeur non dépassée 95 % du temps est supérieure de 60 à 80 % à la valeur moyenne du paramètre (la valeur médiane pouvant être encore plus faible). Dans les cas de fortes contraintes sur le milieu qui conduisent à des exigences épuratoires poussées, cette approche permet d'argumenter pour établir des niveaux de rejets réalistes, l'accent pouvant alors être mis sur la politique des branchements, les taux de raccordements et le calage des déversoirs d'orages.

Il est évident que dans ces cas-là, le travail sera facilité par la présence d'une auto-surveillance de qualité, et d'une approche pluie/débit pour le milieu.

Conclusion

La politique d'objectifs de qualité des milieux récepteurs aquatiques fait logiquement imposer aux stations d'épuration des contraintes de qualité de

rejet de plus en plus sévères. La contrainte économique ne saurait être ignorée. Assez paradoxalement, c'est souvent dans le cas de petites collectivités que les raisonnements deviennent difficiles, car les solutions techniques y trouvent souvent leurs limites. Elle peut conduire, dans ce cas, à privilégier le rejet vers le sol. Lorsque cela n'est pas possible les performances atteignables par les meilleurs procédés d'épuration, sans renchérir leurs coûts sont les suivants :

DBO (à 95 %) : 12mg/l

N-NH₄ (moyenne) : 2 mg/l (réseaux séparatifs ou temps sec)

N-Nox (moyenne) : 2 mg/l (réseaux séparatifs ou temps sec)

P_T (moyenne) : 1,2 mg/l

La contrainte la plus forte en terme de qualité des milieux récepteurs dulçaquicoles concerne l'azote ammonifiable, soit pour les procédés visés ici, les plus performants, essentiellement l'azote ammoniacal (N-NH₄).

Le couplage d'une contrainte en N-NH₄ avec une limite en MES, de l'ordre de 20 mg/l assure que les autres paramètres (DBO, DCO) seraient obtenus avec des valeurs respectant les objectifs qualitatifs assignés au milieu récepteur (cf. dans le texte le jeu des équations liant les divers paramètres de la charge polluante, après traitement).

Si l'on introduit parallèlement une contrainte sur le phosphore, le couple P_T/N-NH₄ assure à lui seul, et dans la plupart des cas, que la protection des milieux sera assurée.

Les autres paramètres comprenant des fractions inertes (DCO, NK, NGL) ne doivent pas être fixés, inutilement pour le milieu, à des valeurs trop basses, et en particulier une DBO faible est garante d'un traitement protégeant les milieux, pour ce qui concerne la matière organique.

Notons enfin que cette approche par couples significatifs permet secondairement d'alléger le travail du service en charge de la police des eaux, et de se concentrer sur l'essentiel. □

Encadré 2

Abréviations et sigles

DBO ₅	Demande biochimique en oxygène : oxygène nécessaire pour oxyder la matière organique à 20 °C, en 5 jours, par des micro-organismes.
DCO	Demande chimique en oxygène : oxygène nécessaire pour oxyder les matières organiques par voie chimique (2 h à ébullition en milieu acide).
MES	Matières en suspension : particules constitutives d'une eau usée, séparées par filtration ou centrifugation et séchage à 105 °C.
MISE	Mission inter-services de l'eau : cellule départementale assurant notamment l'exercice de la police de l'eau.
MVS	Matières volatiles en suspension : fraction organique de MES, obtenue après calcination de celles-ci.
NK	Azote Kjeldahl : somme de l'azote organique et de l'azote ammoniacal.
QMNA ₅	Débit moyen mensuel le plus faible d'un cours d'eau, constaté ou estimé sur 5 ans.
SAGE	Schéma d'aménagement et de la gestion des eaux : au niveau d'une unité hydrologique, ensemble de dispositifs et de moyens établis entre toutes les parties intéressées.
SDAGE	Schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux : au niveau d'un grand bassin hydrographique, ensemble d'objectifs et des moyens établis entre toutes les parties intéressées.
SEQ	Système d'évaluation de la qualité des cours d'eaux établi par les Agences de l'eau. Plusieurs SEQ existent : SEQ Eau (qualitatif), SEQ Physique (régime des eaux, morphologie...).

Résumé

Sur la base des relations entre les divers paramètres chimiques de qualité des eaux usées épurées, une discussion est menée dans la perspective de la fixation, localement, des exigences pour les rejets de stations d'épuration. Les paramètres-clefs (DBO, azote ammonifiable...) déterminant les autres paramètres sont établis. Il est proposé que d'autres (DCO...) ne soient pas fixés de façon inutilement contraignante. Il est établi que les meilleures qualités peuvent être atteintes par les procédés actuels (boues activées en aération prolongée ; biofiltres, infiltration sur matériaux fins) sans renchérissement particulier des investissements. Quelques autres considérations viennent enrichir la discussion.

Abstract

On the basis of the relations linking the different chemical parameters of the treated wastewater a discussion is produced in the view of laying down the local discharge consent standards. The key parameters (BOD, ammonifiable nitrogen...) to determine the others are proposed. It is discussed that some of the quality parameters (COD...) should not be uselessly fixed at stringent values. The best qualities that the present processes (extended aeration AS, BAF_s; sand infiltration) without expensive complementary stages can produce are established. Some other considerations try to turn richer the discussion.

Bibliographie

- AGENCES DE L'EAU, 1999. Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau, Rapport de présentation SEQ-EAU (version 1). *Les Études des Agences de l'eau*, n° 64, 59 p.
- BARROIN, G., 1999. Limnologie appliquée au traitement des lacs et des plans d'eau. *Les Études des Agences de l'eau*, n° 62, 214 p.
- BOUTIN, C., DUCHÈNE, PH., LIÉNARD, A., 1998, *Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités*, Document technique FNDAE n° 22, Éd Cemagref, 88 p. + annexes.

CEBEDEAU, 1997, La déphosphatation des eaux usées, *Journées Internationales d'étude des eaux, Liège 22-23 mai 1997*, Cebedoc Éd., 166 p.

DERONZIER, G., SCHÉTRITE, S., RACAULT, Y., LIÉNARD, A., HÉDUI, A., DUCHÈNE, PH., 2001, *Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités*, Document technique FNDAE n° 25, Éd. Cemagref, 58 p. + annexes.

DUCHÈNE, PH., DERLET, N., 1994. Carbone et azote réfractaires à l'épuration biologique. Vers de futures analyses normalisées ? *Informations Techniques du Cemagref*, 1994, vol 96, n° 6, 8 p.

HÉDUI, A., DUCHÈNE, PH., SACHON, G., LECLERC, L.A., 1996, *Traitement de l'azote, Cas des eaux résiduaires urbaines et des lisiers*, Éd. Cemagref, 110 p.

HENZE, M., HARREMOËS, P., LA COUR JANSEN, J. and ARVIN, E., 1995, *Wastewater treatment: Biochemical and Chemical processes*, Springer – Verlag Ed., 383 p.

RANCHET, J., PESCHEUX, F., MÉNISSIER, F., 1980. Influence du mode et du temps de conservation des échantillons d'eaux sur les déterminations de DBO_5 , DCO et MES. *Bull Liaison Labo P et Ch*, 106, p. 27-36.

STUMM, W., MORGAN, J., 1996, *Aquatic Chemistry – Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*, J. Wiley and Sons, 3rd ed, New-York, 1022 p.

Textes réglementaires

Ministère de l'Environnement

Loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau. Paru au J.O. du 4 janvier 1992.

Décret n° 94469 du 3 juin 1994 relatif à la collecte et au traitement des eaux usées mentionnées aux articles L. 372.1.1 et L. 372.3 du Code des communes. Paru au J.O. du 8 juin 1994.

Arrêté du 22 décembre 1994 fixant les prescriptions techniques relatives aux ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées mentionnées aux articles L. 372.1.1 et L. 372.3 du Code des communes. Paru au J.O. du 10 février 1995.

Arrêté du 22 décembre 1994 relatif à la surveillance des ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées mentionnées aux articles L. 372.1 et L. 372.3 du Code des communes. Paru au J.O. du 10 février 1995.

Arrêté du 6 mai 1996 fixant les prescriptions techniques applicables aux systèmes d'assainissement non collectif. Paru au J.O. du 8 juin 1996.

Arrêté du 6 mai 1996 fixant les modalités du contrôle technique exercé par les communes sur les systèmes d'assainissement non collectif. Paru au J.O. du 8 juin 1996.

Arrêté du 21 juin 1996 fixant les prescriptions techniques minimales relatives aux ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées mentionnées aux articles L. 2224.8 et L. 2224.10 du Code général des collectivités territoriales, dispensés d'autorisation au titre du décret n° 93-743 du 29 mars 1993 relatif à la nomenclature des opérations soumises à autorisation ou à déclaration, en application de l'article 10 de la loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau. Paru au J.O. du 9 août 1996.

Circulaire n° 97-31 du 17 février 1997 relative à l'assainissement collectif des communes – ouvrages de capacité inférieure à 120 kg de DBO_5 /jour. Parue au B.O. du ministère de l'Équipement, du Logement, du Tourisme et du Transport du 10 mai 1997.

Circulaire n° 97-49 du 22 mai 1997 relative à l'assainissement non collectif. Parue au B.O. du ministère de l'Équipement, du Logement, du Tourisme et du Transport du 10 juillet 1997.