

L'eutrophisation et l'enrichissement en nutriments

> Vincent BRAHY

L'introduction massive de matières organiques et d'éléments nutritifs (azote, phosphore) dans les eaux de surface perturbe les équilibres naturels des écosystèmes aquatiques. Ces apports sont dus principalement à des rejets directs d'effluents (domestiques, industriels et agricoles), à l'écoulement d'eaux de ruissellement contaminées après leur passage sur des surfaces agricoles et non agricoles et, dans une moindre mesure, aux retombées atmosphériques. La manifestation la plus visible de ce type de pollution est l'eutrophisation des cours d'eau, qui se traduit par un développement excessif d'algues et un appauvrissement de l'eau en oxygène, avec pour conséquence un risque accru de mortalité chez certains organismes aquatiques.

En ce qui concerne les aquifères, la qualité de l'eau est essentiellement altérée par des concentrations trop élevées en nitrate, qui apparaissent lorsque les quantités appliquées d'engrais azotés dépassent les besoins des cultures. Les eaux souterraines subissent aussi, dans une moindre mesure, les effets de contaminations locales issues de rejets d'eaux usées industrielles et domestiques (puits perdants, fuites dans les égouts...). Les conséquences de cette pollution se traduisent surtout par des dépassements de la norme de potabilité (50 mg de nitrate/l) qui nécessitent, dans la plupart des cas, de diluer et de traiter les eaux brutes avant qu'elles n'intègrent le réseau de distribution publique.

Ce chapitre présente l'état et l'évolution des niveaux de concentration des principaux macropolluants qui interviennent dans cette problématique (matière organique, nitrate, phosphates, azote ammoniacal), ainsi qu'un inventaire des mesures appliquées et/ou envisagées en Région wallonne pour préserver et restaurer la qualité de ses ressources en eau.

LA POLLUTION ORGANIQUE DES EAUX DE SURFACE

Les eaux de surface constituent des écosystèmes complexes qui disposent de leur propre système d'auto-épuration. Ce système est basé principalement sur la présence d'oxygène (O₂) qui assure, à travers de multiples réactions biochimiques, la transformation des matières organiques (endogènes⁽¹⁾ et exogènes⁽²⁾) en gaz carbonique (CO₂). Cette dégradation est réalisée par des microorganismes aérobies qui utilisent les composés organiques biodégradables comme principale source d'énergie. Le pouvoir auto-épurateur des eaux de surface dépend de plusieurs facteurs qui peuvent, soit favoriser, soit altérer le processus en intervenant directement sur :

- le taux de saturation en oxygène de l'eau : température, turbulence du courant [voir EAU 6], éléments nutritifs qui participent au développement de plantes productrices d'oxygène... ;
- la vie et le fonctionnement des populations de microorganismes : présence de substances toxiques (éléments traces métalliques, micropolluants organiques (pesticides, PCB...) [voir EAU 4] ;

■ le mécanisme d'assimilation des composés organiques : quantité de matière organique présente, nature et biodégradabilité des molécules...

En général, les eaux de surface atteignent naturellement un état d'équilibre écologique, mais celui-ci peut être profondément perturbé lorsque des apports anthropiques de nutriments et de matières organiques exogènes dépassent les capacités d'assimilation et d'auto-épuration du milieu. Il faut aussi souligner que la pollution organique des eaux de surface s'accompagne fréquemment d'une pollution microbiologique suite aux rejets d'eaux usées non épurées [voir SANTE 3 et SANTE 4].

Les apports de matière organique dans les cours d'eau

La quantité de matière organique qui aboutit chaque année dans les cours d'eau wallons peut être évaluée à l'aide du modèle PEGASE. Les résultats issus de l'application de ce modèle doivent être interprétés avec précaution, en tenant compte des caractéristiques et des limites de la modélisation. Celle-ci intègre notamment les données des déclarations relatives à la taxe sur le déversement des eaux

usées industrielles pour estimer l'évolution de la charge polluante rejetée par le secteur industriel. En ce qui concerne les eaux urbaines résiduaires, le modèle tient compte des réductions de charges polluantes opérées dans les stations d'épuration publiques et industrielles [voir EAU 1].

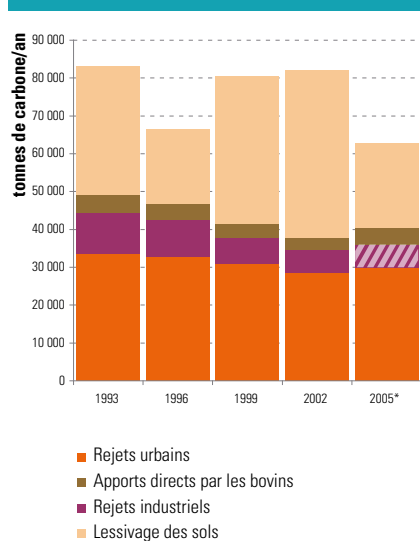
Le modèle PEGASE permet de simuler la qualité des eaux de surface

Le modèle PEGASE (Planification Et Gestion de l'Assainissement des Eaux) est un modèle déterministe de simulation utilisé en Région wallonne pour évaluer la qualité des eaux de surface (du point de vue des macropolluants et des micropolluants). PEGASE tient compte des rejets d'eaux usées urbaines (déversées ou non dans des égouts), des rejets d'eaux usées industrielles, du rôle des stations d'épuration, des rejets issus des élevages de bovins et des apports diffus provenant des sols. Dans sa version 2007, le modèle permet aussi de simuler les concentrations des principaux éléments traces métalliques et d'estimer certains indices biologiques (diatomées et macroinvertébrés) sur l'ensemble des cours d'eau wallons.



En 2005, les apports de carbone organique au réseau hydrographique étaient estimés à environ 63 000 tonnes. Ces apports sont trois fois plus importants dans le bassin de la Meuse que dans celui de l'Escaut⁽³⁾ étant donné que, sur le territoire wallon, ce dernier est trois fois moins vaste et deux fois moins peuplé que le bassin mosan. D'après les simulations, environ un tiers des quantités de carbone qui rejoignent les cours d'eau provient du lessivage des sols agricoles et non agricoles (pollution diffuse). On notera également que les quantités de matière organique déversées via les eaux usées domestiques ($\pm 30\ 000$ t) sont environ cinq fois plus importantes que celles déversées via les eaux usées industrielles ($\pm 6\ 000$ t). [↘ Fig EAU 2-1]

Fig EAU 2-1 Estimation des apports de carbone organique dans les eaux de surface en Région wallonne



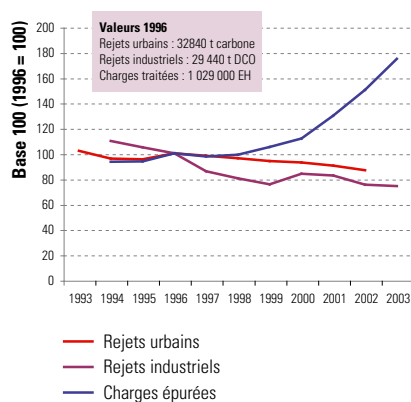
* Valeurs 2003 extrapolées en 2005 pour les rejets industriels et prise en compte d'un nombre supplémentaire de masses d'eau par rapport à 2002.

Source : MRW-DGRNE-DE (Modèle PEGASE – version septembre 2006)

En outre, les simulations du modèle PEGASE indiquent que les apports urbains et industriels⁽⁴⁾ de carbone organique ont diminué de respectivement 10 % et 45 %, entre 1993 et 2005. Ces réductions s'expliquent d'une part par l'augmentation importante du traitement des eaux usées résiduelles au cours de ces dix dernières années [voir EAU 1] et, d'autre part, par les effets de la taxation du déversement des eaux usées industrielles, de la cessation des anciennes activités plus polluantes et des

efforts réalisés par les industries en matière d'assainissement des eaux usées et d'amélioration de certains procédés de fabrication (respect du permis d'environnement) [voir ENTR]. [↘ Fig EAU 2-2]

Fig EAU 2-2 Evolution des rejets urbains et industriels de matière organique dans les eaux de surface en Région wallonne, par rapport à l'évolution des charges traitées dans les stations d'épuration publiques



Sources : MRW-DGRNE-DE ; SPGE

Par rapport aux rejets directs, les apports diffus de matière organique provenant du lessivage des sols sont beaucoup plus fluctuants. Ceux-ci dépendent principalement des pratiques d'épandage, mais aussi des conditions climatiques et par conséquent, de la variation des flux d'eau à la surface des sols (ruissellement et flux hypodermiques [voir SOLS 4]. C'est probablement une des raisons pour laquelle une quantité plus réduite de carbone organique a rejoint les cours d'eau en 1996 et 2005, ces deux années étant marquées par des volumes de précipitations plus faibles. A l'inverse, les années 1999 et 2002 ont été plus pluvieuses [voir EAU 6], favorisant dès lors des apports supplémentaires de carbone dans les cours d'eau (sous forme dissoute et/ou associée à des particules de sols érodés [voir SOLS 3]). [↘ Fig EAU 2-1]

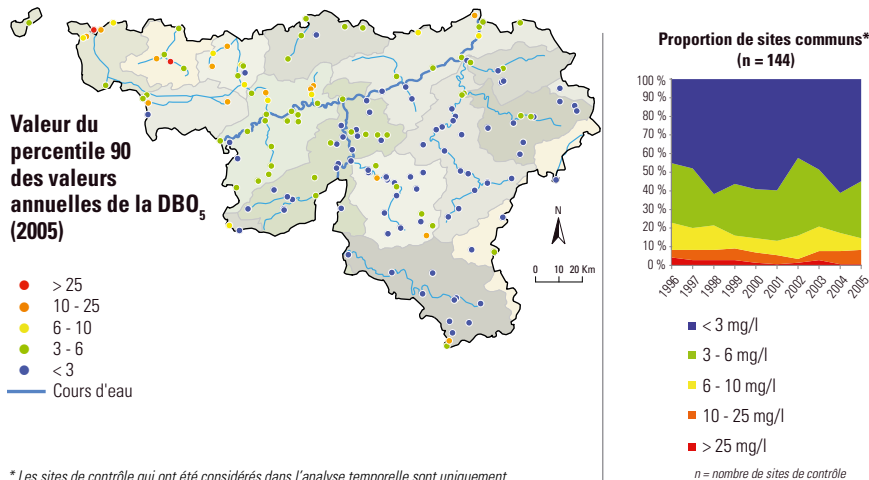
Une pollution organique toujours bien présente dans le bassin de l'Escaut

En ce qui concerne les matières organiques biodégradables, il existe un important écart de qualité entre les eaux de surface situées dans le bassin de l'Escaut et celles situées dans le bassin de la Meuse et du Rhin [↘ Fig EAU 2-3]. En effet, plus de 30 % des sites de contrôle situés dans le district de l'Escaut enregistrent des valeurs de DBO_5 supérieures à $10\text{ mg O}_2/\text{l}$, contre seulement 4 % dans les autres districts hydrographiques. Cette différence s'explique principalement par la présence, au nord du sillon Sambre-et-Meuse, de nombreuses zones urbanisées, ce qui implique un nombre plus important de rejets d'eaux usées domestiques (traitées ou non). Le nord de la Région wallonne correspond également à une zone d'élevage intensif et à une zone de grandes cultures, ces dernières étant de plus pratiquées sur des sols où les risques d'érosion hydrique sont particulièrement importants [voir SOLS 3]. Il faut aussi signaler la présence de plusieurs industries agro-alimentaires (sucreries...) dans les vallées de l'Escaut, de la Haine, de la Dendre et de la Senne. En outre, la plupart des cours d'eau du bassin de l'Escaut présentent, de par leur typologie, des débits relativement faibles [voir EAU 6], ce qui renforce les impacts négatifs des rejets domestiques et industriels sur la qualité de l'eau.

La DBO_5 mesure la capacité d'auto-épuración des cours d'eau

En présence d'oxygène, les microorganismes décomposent la matière organique présente dans l'eau (oxydation et formation de CO_2). La DBO_5 (demande biochimique en oxygène sur 5 jours) représente la quantité d'oxygène dissous (exprimée en $\text{mg O}_2/\text{l}$) nécessaire aux microorganismes pour oxyder la matière organique d'un échantillon d'eau maintenu à 20°C pendant 5 jours (l'expérimentation est limitée à une période de 5 jours pour éviter l'oxydation des formes azotées). La mesure de la DBO_5 permet d'estimer la quantité de matière organique biodégradable dans l'eau.

FIG EAU 2-3 Concentrations en matière organique biodégradable (DBO₅) dans les cours d'eau en Région wallonne



Malgré une réduction substantielle des rejets urbains et industriels de matière organique dans les eaux de surface (voir ci-avant), on n'observe qu'une faible amélioration de la qualité des eaux. La proportion de sites de contrôle où la qualité de l'eau est bonne à très bonne (DBO₅ < 6 mg O₂/l) est passée de 77 % à 85 % entre 1996 et 2005. En première analyse, cette situation peut s'expliquer d'une part par le fait que les apports totaux de carbone organique (ponctuels et diffus) ont augmenté entre 1996 et 2002 (voir ci-avant) et d'autre part, par le fait que les débits annuels des cours d'eau ont diminué entre 2002 et 2005, avec pour effet de concentrer la pollution organique [voir EAU 6].

L'ENRICHISSEMENT DES EAUX DE SURFACE EN AZOTE ET EN PHOSPHORE

Les deux éléments les plus problématiques au niveau du fonctionnement des écosystèmes aquatiques sont l'azote et le phosphore, étant donné que ces deux nutriments peuvent participer à l'eutrophisation des eaux de surface. Le comportement et le devenir de l'azote et du phosphore, ainsi que des formes sous lesquelles ces deux substances sont présentes dans l'environnement diffèrent quelque peu :

■ L'azote minéral est présent dans l'eau essentiellement sous trois formes : une forme réduite (azote ammoniacal - NH₄⁺ -) et deux formes oxydées (nitrite - NO₂⁻ - et nitrate - NO₃⁻ -). Ces deux derniers ions sont très mobiles dans les sols des régions tempérées, car ceux-ci présentent une faible capacité de rétention à leur égard. En conséquence, la principale source de nitrite et de nitrate⁽⁶⁾ dans les eaux de surface (hors rejets ponctuels) correspond aux excédents d'azote minéral non prélevé par les racines des végétaux et entraîné par les eaux de lessivage [voir SOLS 4].

L'ion nitrate est la forme d'azote la plus commune et la plus stable dans les eaux de surface bien oxygénées. L'ion ammonium (NH₄⁺) provient, quant à lui, essentiellement de la biodégradation de la matière organique morte. Il est en général rapidement réabsorbé par les organismes aquatiques, mais il peut être présent en concentrations importantes dans les eaux polluées et peu oxygénées, ainsi que dans les couches d'eau profondes, riches en matière organique (hypolimnion des lacs eutrophes p. ex.). En général, l'ion nitrite est présent en faibles concentrations dans les eaux bien oxygénées car il est rapidement transformé en d'autres formes d'azote (nitrate principalement).

A l'heure actuelle, il ne semble pas y avoir de consensus scientifique sur le fait de savoir si le nitrate est une substance toxique pour les organismes aquatiques. Quoi qu'il en soit, les concentrations en nitrate sont suivies dans les cours d'eau en Région wallonne afin d'évaluer l'efficacité des programmes de mesures mis en place pour limiter la pression en azote sur les ressources en eau (PGDA, voir ci-après). L'azote ammoniacal (NH₄⁺) peut, quant à lui, provoquer des symptômes de toxicité aiguë chez de nombreux organismes aquatiques à partir d'un certain seuil de concentration (perturbation des équilibres NH₃-NH₄⁺ et accumulation d'ammoniac dans les cellules)⁽⁷⁾.

■ Le phosphore minéral est présent dans l'eau essentiellement sous forme de phosphates solubles ou insolubles (orthophosphates, polyphosphates). Contrairement au nitrate, ces molécules sont assez peu mobiles dans les sols des régions tempérées. Les constituants du sol possèdent en effet la propriété de les fixer de manière plus ou moins irréversible (au niveau des oxydes de fer et d'aluminium)⁽⁸⁾. En conséquence, une part importante du phosphore qui aboutit dans les cours d'eau (hors rejets directs) provient des particules de sols érodés et des sédiments.

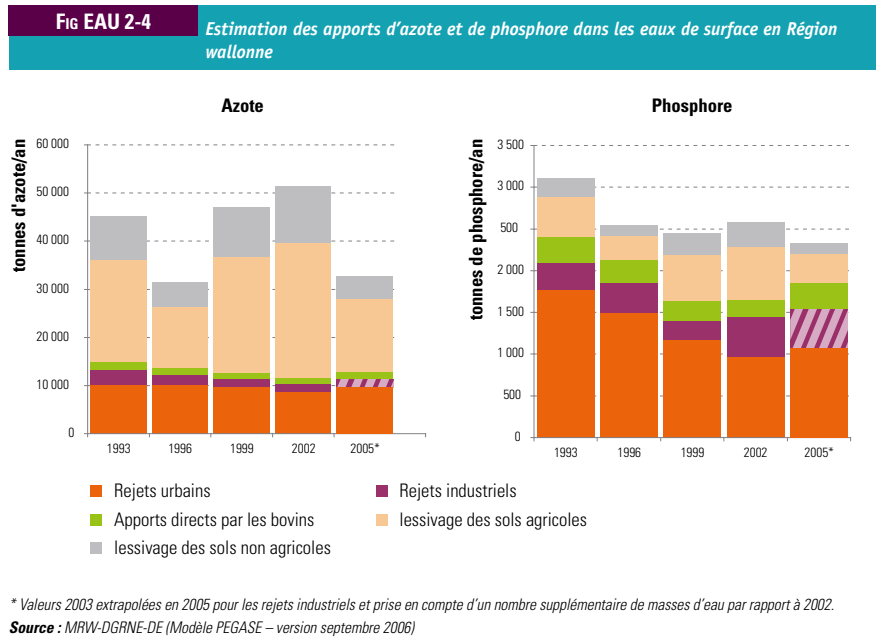
Dans les eaux de surface, le nitrate et les phosphates sont des substances minérales nutritives produites naturellement par la dégradation de la matière organique. Ils sont indispensables au cycle normal de la vie aquatique. Pourtant, lorsqu'ils sont présents en quantité trop importante, ils perturbent ce cycle en provoquant un développement excessif de microorganismes et de végétaux aquatiques. A cela s'ajoutent les effets liés au métabolisme de la biomasse : augmentation du pH et des teneurs en oxygène dissous produit par la photosynthèse au cours de la journée et diminution de ces deux paramètres la nuit (arrêt de la production d'oxygène et consommation de celui-ci pour la respiration des organismes). Les différences de concentrations en O₂ dans l'eau sont parfois tellement importantes qu'elles deviennent fatales pour certaines populations de poissons [voir FFH 11].

Les rejets domestiques d'azote et de phosphore sont à la baisse

Les quantités d'azote et de phosphore entraînées chaque année vers le réseau hydrographique wallon ont également été évaluées à l'aide du modèle PEGASE (voir ci-avant). En 2005, les apports d'azote et de phosphore ont été estimés respectivement à environ 33 000 et 2 300 tonnes. Selon les résultats de la modélisation, environ 60 % des quantités d'azote qui aboutissent dans les eaux de surface proviennent du lessivage des sols (pollution diffuse). Les quantités de phosphore lessivé représentent, quant à elles, environ 20 % du total des apports de cet élément. [↪ Fig EAU 2-4]

Par ailleurs, on notera que les quantités de nutriments déversées dans les cours d'eau via les eaux usées domestiques sont systématiquement plus importantes que celles déversées via les eaux usées industrielles. Elles sont en effet 6 fois plus élevées pour l'azote et environ 2 fois plus importantes pour le phosphore.

Les charges polluantes liées aux activités domestiques ont diminué au cours de ces dix dernières années. Cette amélioration concerne surtout le phosphore dont les rejets ont été réduits de 42 % entre 1993 et 2005, suite à l'interdiction des phosphates dans les poudres à lessiver⁽⁹⁾ et l'utilisation croissante de détergents sans phosphates⁽¹⁰⁾ et d'autres produits domestiques plus respectueux de l'environnement [voir MEN]. La réduction des rejets d'azote d'origine domestique est beaucoup moins prononcée (- 5 %), malgré le fait que la collecte et le traitement des eaux urbaines résiduaires aient fortement progressé en Région wallonne. Cette situation est illustrative du type d'assainissement actuellement pratiqué dans les stations d'épuration collectives : celui-ci implique le plus fréquemment un traitement secondaire biologique permettant un abattement conséquent de la charge organique mais rejetant des quantités importantes d'azote minéral dans les cours d'eau. Pour réduire cet impact, des investissements ont été programmés par la SPGE afin de finaliser l'installation des traitements tertiaires (dénitrification et déphosphatation) dans les stations d'épuration qui doivent encore en être équipées⁽¹¹⁾. Il est également prévu d'équiper toutes les nouvelles stations



d'épuration d'un système de dénitrification et ce, quel que soit leur capacité de traitement [voir EAU 1].

Les quantités d'azote déversées par le secteur industriel sont également à la baisse (- 48 % entre 1994 et 2003) pour les mêmes raisons que celles évoquées pour la pollution organique. Les rejets de phosphore semblent par contre avoir fortement augmenté entre 1999 et 2003 (+ 76 %), suite notamment à des déversements

accidentels de phosphore non déclarés par une usine de fabrication d'engrais. [↪ Fig EAU 2-5]

Les apports diffus d'azote et de phosphore (provenant des sols) dépendent davantage de l'utilisation du sol et des conditions climatiques⁽¹²⁾ que les apports ponctuels. Le transfert de ces nutriments vers les eaux de surface est intimement lié à l'intensité des flux d'eau et, pour le phosphore, aux volumes de particules de sols érodés [voir SOLS 3 et SOLS 4].

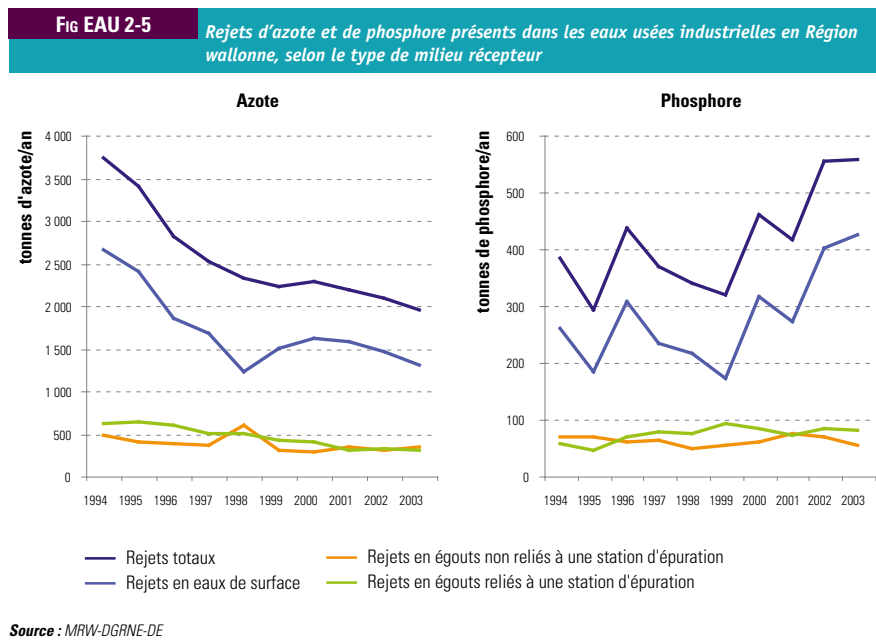
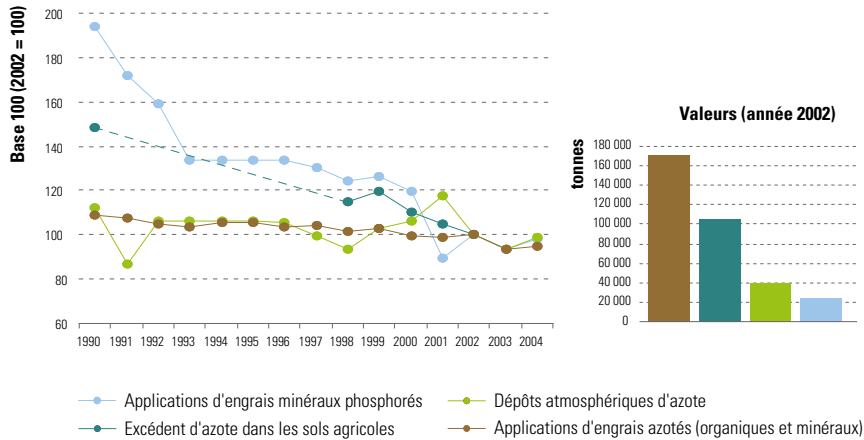


FIG EAU 2-6 Evolution des apports d'azote et de phosphore sur les sols en Région wallonne


Sources : CEA ; MRW-DGA (Comptabilités agricoles) ; Programme européen IRENA (Calculs CEEW) ; MRW-DGRNE-DCE (EEW) ; MRW-DGRNE-DPA (Cellule Air) ; SITEREM ; ISSeP ; CELINE

C'est une des raisons pour laquelle une quantité moins importante de nutriments a rejoint les cours d'eau en 1996 et en 2005, deux années pendant lesquelles le volume de précipitations était moins élevé. A l'inverse, les années 1999 et 2002 ont été plus pluvieuses [voir EAU 6], favorisant dès lors le lessivage de quantités supplémentaires d'azote et de phosphore dans les cours d'eau (sous forme dissoute ou associée à des particules de sols érodés [voir SOLS 3]). [↘ Fig EAU 2-4]

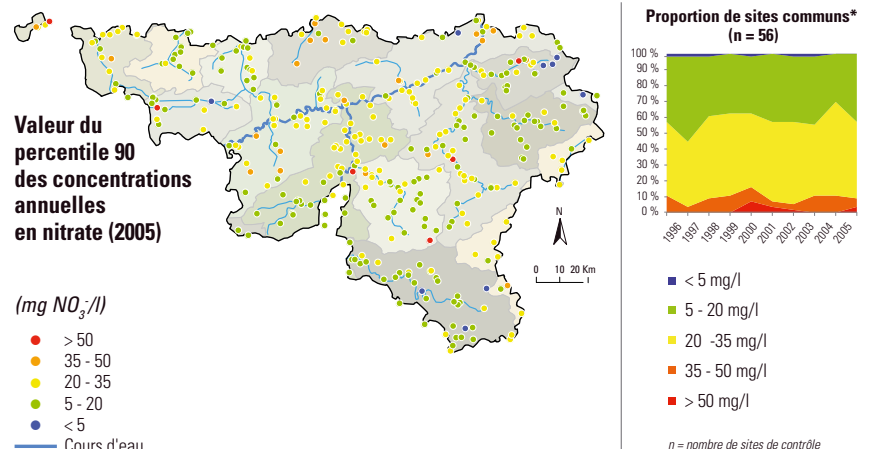
Cette situation souligne la nécessité de considérer les flux d'eau et de solutés, ainsi que les flux de particules de sols érodés dans l'évaluation des sources de contamination, et pas seulement les quantités d'azote et de phosphore déposées sur les sols (engrais minéraux et organiques, dépôts atmosphériques...). On constate ainsi que les quantités de nutriments qui rejoignent le réseau hydrographique peuvent être très variables d'une année à l'autre, alors que les quantités épandues sous forme d'engrais sont en diminution continue en Région wallonne [voir AGR] [↘ Fig EAU 2-6]. Il faut également tenir compte des reliquats d'azote et de phosphore présents dans les sols, ces derniers pouvant être mobilisés assez rapidement selon les circonstances. Enfin, il convient aussi d'intégrer dans les modèles les effets des aménagements situés le long des cours d'eau (bandes enherbées) dont l'objectif est de réduire le lessivage de l'azote et du phosphore dans les cours d'eau.

Une pollution azotée qui concerne surtout l'azote ammoniacal

En ce qui concerne le nitrate, la majorité des sites de contrôle (93 %) présentait en 2005 une eau de qualité relativement bonne sur l'ensemble du réseau hydrographique (concentrations inférieures à 35 mg NO₃/l). Seuls six sites possédaient une eau de très mauvaise qualité, avec des concentrations supérieures à la norme de potabilité de 50 mg NO₃/l (Le Serpont à Libramont, le Bilstain à Bilstain, le ruisseau de Falmignoul, la Haute Planche à Comines, la Haine à Hensies et le Mohon à Rendeux). [↘ Fig EAU 2-7]

Alors que l'assainissement des eaux usées des agglomérations wallonnes s'est accéléré à partir de 2000 [↘ Fig EAU 1-3], on constate très peu d'évolution en termes d'amélioration générale de la qualité des cours d'eau : les proportions de sites de contrôle, réparties en différentes classes de concentration en nitrate, sont demeurées relativement constantes entre 1996 et 2005 [↘ Fig EAU 2-7]. En première analyse, ceci peut s'expliquer par la conjonction de différents facteurs :

- toutes les stations d'épuration publiques fonctionnent en utilisant des procédés biologiques qui réduisent la charge organique des eaux usées mais produisent du nitrate en contrepartie (l'installation de traitements de dénitrification ne concerne qu'un nombre limité de stations d'épuration, voir ci-avant) ;
- les réductions des teneurs en nitrate n'ont pas été suffisamment prononcées pour que la qualité de l'eau passe dans une classe de qualité supérieure ;
- les apports totaux d'azote (ponctuels et diffus) dans les cours d'eau ont apparemment augmenté entre 1996 et 2002 (selon les résultats du modèle PEGASE), en même temps que les débits des cours d'eau (effet dilution) [↘ Fig EAU 2-4] ;
- les débits annuels des cours d'eau ont diminué entre 2002 et 2005, avec pour effet de concentrer la pollution azotée [voir EAU 6] ;

FIG EAU 2-7 Concentrations en nitrate dans les cours d'eau en Région wallonne


*Les sites de contrôle qui ont été considérés dans l'analyse temporelle sont uniquement ceux pour lesquels des données sont disponibles sur l'ensemble de la période 1996-2005.

Source : MRW-DGRNE-DE (base de données AQUAPHYC)

■ le phénomène de dénitrification des nitrates (réduction du nitrate en azote gazeux) a diminué, suite notamment à une meilleure oxygénation des cours d'eau (voir ci-après).

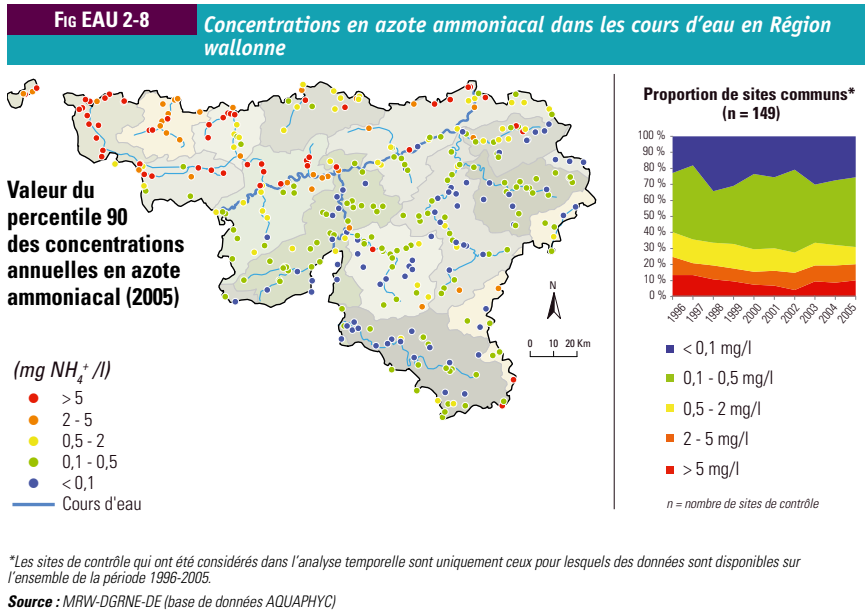
D'un point de vue géographique, la situation est plus contrastée pour l'azote ammoniacal. Les cours d'eau les plus pollués sont situés essentiellement dans le bassin de l'Escaut, et dans une moindre mesure dans les sous-bassins de la Sambre et de la Meuse aval. Ces bassins couvrent principalement des régions densément

peuplées et où les activités industrielles et agricoles sont bien implantées. L'eau est de meilleure qualité au sud du sillon Sambre-et-Meuse, dans les bassins versants où les surfaces réservées aux cultures et aux zones urbaines et industrielles sont plus réduites. [↪ FIG EAU 2-8]

En outre, il faut aussi signaler que la plupart des cours d'eau situés dans le bassin de l'Escaut présentent, de par leur typologie, des débits assez faibles [voir EAU 6], ce qui renforce notamment les effets négatifs des rejets

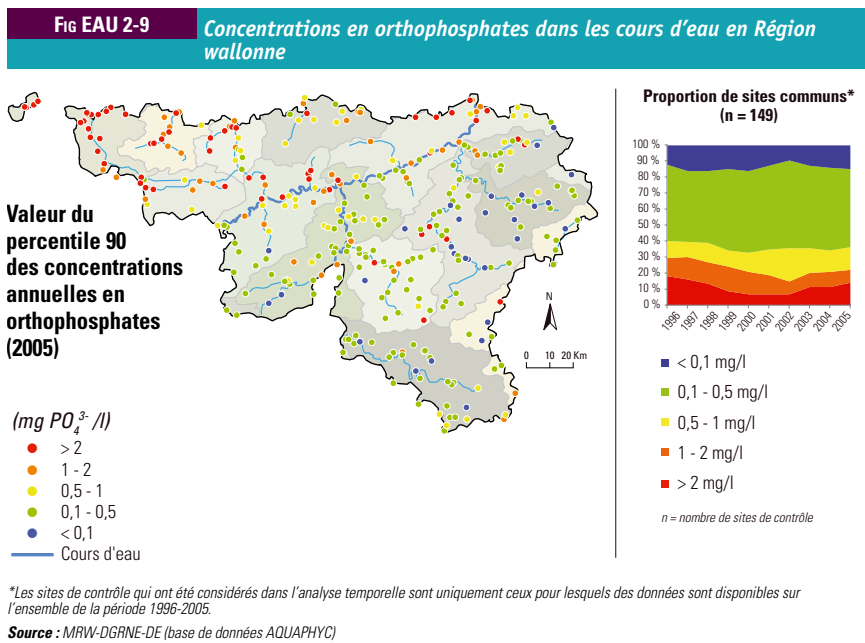
domestiques et industriels sur la qualité de l'eau.

On observe également assez peu d'évolution en termes d'amélioration de la qualité des cours d'eau pour ce paramètre : la proportion de sites de contrôle où la qualité de l'eau est bonne à très bonne (teneurs inférieures à 0,5 mg NH_4^+ /l) est passée de 60 % à 69 % entre 1996 et 2005. Les raisons qui expliquent cette très lente amélioration de la qualité des eaux de surface sont probablement identiques à celles qui ont été envisagées précédemment pour le nitrate et la pollution organique.



Des concentrations annuelles en phosphates quasi identiques depuis 1996

La situation des orthophosphates est relativement comparable à celle de l'azote ammoniacal, étant donné qu'il existe aussi un important écart de qualité entre les cours d'eau situés au nord et au sud du sillon Sambre-et-Meuse [↪ FIG EAU 2-9]. En outre, malgré une réduction prononcée des rejets urbains de phosphore dans les eaux de surface (- 42 %, voir ci-avant), on observe très peu d'évolution en termes d'amélioration de la qualité des eaux. La proportion de sites de contrôle où la qualité de l'eau est bonne à très bonne (teneurs inférieures à 0,5 mg PO_4^{3-} /l) est passée de 60 % à 64 % entre 1996 et 2005. En première analyse, cette situation peut s'expliquer, d'une part, par le fait que les apports totaux de phosphore (ponctuels et diffus) sont restés assez stables entre 1996 et 2002 [↪ FIG EAU 2-4] et, d'autre part, par le fait que les débits annuels des cours d'eau ont diminué entre 2002 et 2005, avec pour effet de concentrer la pollution [voir EAU 6]. On constate par ailleurs que le nombre de sites avec une eau de très mauvaise qualité a doublé entre 2002 et 2005 (principalement dans les sous-bassins de la Senne, de la Haine et de la Dendre).



Toujours autant d'azote dans les cours d'eau depuis 30 ans mais la pollution organique a fortement régressé

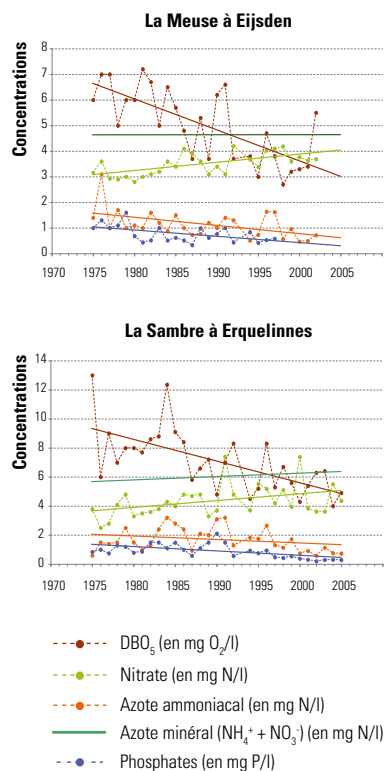
L'évolution de la qualité des cours d'eau a été évaluée ci-avant à partir d'un lot de données couvrant une période de 10 ans (1996-2005). Ce choix était justifié par la nécessité d'intégrer les résultats récoltés dans un maximum de sites de contrôle, afin de présenter un état de la situation qui soit le plus représentatif possible du réseau hydrographique wallon. Cette période de 10 ans est néanmoins trop courte, pour évaluer correctement l'efficacité des mesures mises en application depuis plusieurs dizaines d'années. En outre, lorsque l'analyse des données s'effectue sur un nombre limité d'années, la variation des aléas climatiques (sur lesquels il est impossible d'agir) peut venir «masquer» les effets des politiques mises en œuvre pour réduire les apports de contaminants (concentration de la pollution en période d'étiage p. ex.).

A défaut de pouvoir s'affranchir des effets du climat sur les niveaux de pollution (en mesurant des flux⁽¹³⁾ de contaminants plutôt que des concentrations p. ex.), il convient de compléter l'analyse en explorant les données historiques (disponibles uniquement pour un nombre limité de sites de contrôle sur la Meuse, la Sambre et l'Escaut). On observe alors une tendance à la diminution des concentrations en matière organique biodégradable et en phosphates dans la Meuse (à Eijsden⁽¹⁴⁾), dans la Sambre (à Erquelinnes) et dans l'Escaut (à Pottes⁽¹⁵⁾) au cours de ces 30 dernières années, bien que ces paramètres présentent des fluctuations saisonnières et interannuelles parfois très importantes (DBO₅). [↪ Fig EAU 2-10]

La situation est moins encourageante en ce qui concerne l'azote minéral ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$), étant donné que les niveaux de concentration sont restés stables dans la Meuse et qu'ils sont à la hausse dans la Sambre (même si pour cette dernière, la station est située à la frontière avec la France). On assiste à une augmentation des formes oxydées de l'azote (nitrate : NO_3^-) au détriment des formes réduites (azote ammoniacal : NH_4^+), à la suite probablement d'une meilleure oxygénation de l'eau (réduction de la consommation d'oxygène pour dégrader la pollution organique, voir ci-après).

Il semble donc que la pollution organique et l'enrichissement en phosphates des grands cours d'eau soient deux phénomènes qui régressent en Région wallonne depuis la fin des années 1970. Il en est probablement de même pour l'eutrophisation⁽¹⁶⁾. La Meuse conserve ainsi, malgré les multiples pressions qu'elle subit, une certaine capacité d'auto-épuration qui lui permet d'absorber les pollutions venant de la Sambre, ainsi que les effets des effluents domestiques issus des agglomérations namuroise, hutoise et liégeoise, ces dernières n'étant pas encore équipées de stations d'épuration au 31/12/2005.

FIG EAU 2-10 Evolution de la pollution organique et minérale dans la Meuse et la Sambre en Région wallonne (1975-2005)



Source : MRW-DGRNE-DE (base de données AQUAPHYC)

LES IMPACTS DE L'EUTROPHISATION DES EAUX DE SURFACE

Les rejets d'eaux usées et les applications excessives d'engrais ont rendu le phénomène d'eutrophisation plus fréquent, affectant par ailleurs certaines zones océaniques où se produisent régulièrement des développements d'algues toxiques. Les principaux impacts de l'eutrophisation sont la diminution de la biodiversité et l'altération de la qualité de l'eau, avec des effets potentiellement négatifs pour le tourisme. On épinglera en particulier :

- une augmentation de la biomasse algale ;
- un envasement plus rapide et une apparition de vase putride et malodorante ;
- une obstruction mécanique du lit des cours d'eau (risque d'inondations, obstacles à la pêche...) ;
- une variation journalière importante de la qualité de l'eau (oxygène, pH, ammoniac), pouvant induire des mortalités massives de macrophytes, insectes, crustacés, mollusques ou poissons ;
- le développement éventuel de phytoplancton toxique (cyanobactéries ou algues bleues) en période de très faibles débits ou dans les lacs ;
- une diminution des indices biotiques [voir FFH 3] et de la biodiversité animale et végétale au sein des écosystèmes aquatiques ;
- une dégradation des qualités chimique et organoleptique de l'eau, pouvant nécessiter des traitements de potabilisation additionnels.

La pollution organique et l'eutrophisation des eaux de surface se traduisent d'abord par une élimination des espèces les plus exigeantes en oxygène (truite, larves de plécoptères et d'éphémères...) et ensuite par l'appauvrissement progressif de la faune et de la flore, aboutissant *in fine* à une biocénose composée exclusivement d'espèces tolérantes (et invasives dans certains cas, comme l'élodée de Nuttall p. ex.).

L'évaluation du niveau d'eutrophisation s'effectue en mesurant les teneurs en matières

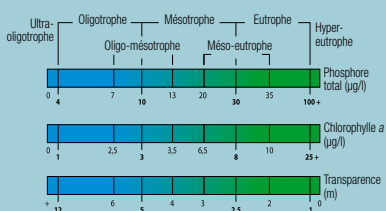
nutritives dans les eaux et en observant certains changements au niveau des communautés biologiques. Les indicateurs les plus fréquemment utilisés en eaux douces sont :

- la concentration en *phosphore total*, qui est l'élément nutritif qui limite ou favorise la croissance des algues et des plantes aquatiques⁽¹⁹⁾ ;
- la concentration en *oxygène dissous*, mesurée en général dans la partie profonde des cours d'eau et des lacs (hypolimnion). Celle-ci traduit l'intensité de la décomposition de la matière organique ;
- la concentration en *chlorophylle a* qui indique l'importance de la biomasse d'algues microscopiques présentes dans l'eau⁽²⁰⁾ ;
- la *transparence de l'eau*⁽²¹⁾, qui diminue avec l'augmentation de la quantité d'algues ;
- l'abondance des plantes aquatiques dans les zones peu profondes des lacs, ainsi que l'abondance de macrophytes au fond des rivières à courant plus rapide ;
- le suivi des populations de diatomées benthiques (nombre et espèces).

Le classement du niveau trophique

Les niveaux trophiques servent à classer les lacs et les cours d'eau selon leur degré de productivité biologique, leur état pouvant varier d'ultra-oligotrophe à hyper-eutrophe. Le classement des eaux de surface selon leur état trophique est réalisé en utilisant des valeurs de référence pour la transparence et les concentrations en phosphore et en chlorophylle *a*. A noter que ce classement doit être interprété comme une probabilité que les eaux de surface se trouvent à un niveau trophique donné, plutôt que comme une certitude absolue. Il faut également signaler que des indices du niveau trophique différents sont utilisés pour les eaux stagnantes (*indice de Carlson (TSI)* p. ex.) et les eaux courantes (*indice d'eutrophisation (IE)* p. ex.).

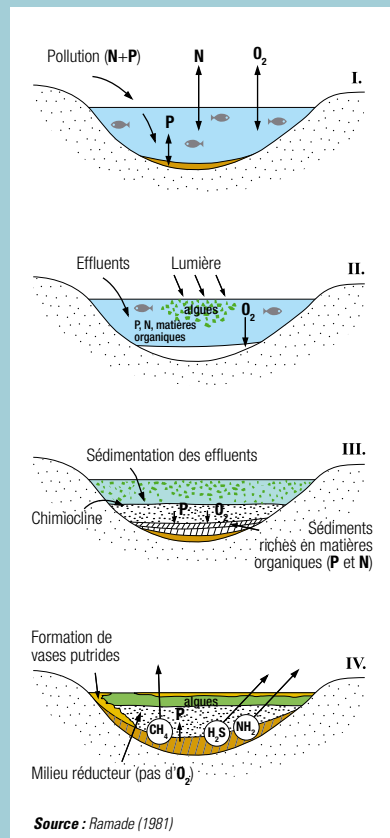
Exemple de diagramme de classement du niveau trophique des lacs



Source : Ministère québécois du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs

L'eutrophisation : un phénomène qui «étouffe» la vie aquatique

L'eutrophisation est un phénomène naturel, relativement lent, qui correspond à l'accroissement progressif de la fertilité des eaux suite à un apport continu d'éléments nutritifs (carbone organique, azote et phosphore). Les eaux de surface passent alors graduellement d'un état oligotrophe (pauvre) à un état eutrophe (riche).



I. Les eaux qui circulent au sein du bassin versant apportent progressivement des éléments minéraux au cours d'eau ; les rives se peuplent de végétaux et une vie animale s'installe, elle-même productrice de déchets organiques (cadavres, excréments...). L'homme accélère ce processus, via des apports d'effluents riches en matière organique, en phosphates et en nitrate, issus des pratiques agricoles (utilisation excessive d'engrais) et des rejets domestiques et industriels (produits lessiviels riches en polyphosphates p. ex.).

Le phosphore étant généralement le facteur limitant dans les milieux aquatiques naturels, ce sont ses composés et les phosphates en particulier qui provoquent l'emballement du processus.

II. Cet enrichissement excessif de l'eau en matières nutritives induit une prolifération d'algues filamenteuses⁽¹⁷⁾ et de microorganismes. Celle-ci est plus intense en période chaude où s'accroissent les processus biologiques et où la lumière solaire stimule la vie végétale. Il en résulte une absorption excessive d'oxygène dissous (O₂), et donc une asphyxie du milieu au détriment de la vie végétale⁽¹⁸⁾ et animale (poissons, crustacés, microorganismes...). La prolifération d'algues et d'autres plantes flottantes réduit également la transparence de l'eau et la pénétration de la lumière, ce qui réduit la photosynthèse et par conséquent la production d'O₂.

III. A terme, la production d'O₂ ne s'opère plus que dans les couches d'eau de surface où se dissout l'O₂ présent dans l'atmosphère. Dans les couches inférieures non saturées en O₂, sédimentent les algues mortes et les divers déchets organiques dont la décomposition épuise les derniers stocks d'O₂.

IV. Lorsque tout l'O₂ est consommé, la décomposition des composés organiques produits localement (ou apportés par les effluents) s'opère en condition anaérobie (sans oxygène). Ce processus de fermentation putride s'accompagne alors de dégagements gazeux nauséabonds (hydrogène sulfuré (H₂S), ammoniac (NH₃) et/ou méthane (CH₄)).

L'eutrophisation affecte aussi bien les eaux stagnantes (lacs, étangs) que les cours d'eau recevant des apports trop importants de nutriments.

De l'azote ou du phosphore, quel est le facteur limitant ?

Pour savoir si c'est le phosphore ou l'azote qui limite le développement de la biomasse algale, le procédé le plus fréquemment utilisé consiste à comparer la valeur du rapport azote total/phosphore total (N/P) mesurée dans l'eau avec celle mesurée dans une population algale non carencée. Il en ressort qu'un rapport N/P supérieur à 7,2 témoigne d'une limitation par le phosphore et un rapport N/P inférieur à 7,2 d'une limitation par l'azote. L'application de ce critère indique, en outre, que l'azote est le facteur limitant dans l'eau de mer, alors qu'il s'agit du phosphore dans les eaux douces.

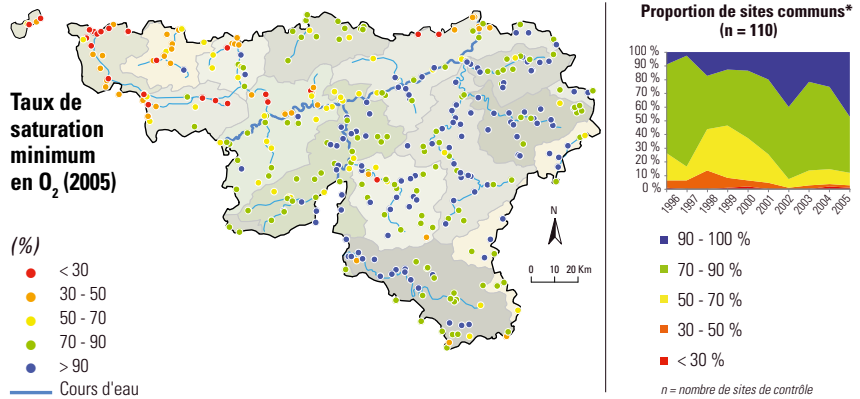
Des cours d'eau de mieux en mieux oxygénés

Les cours d'eau où les teneurs minimales en oxygène dissous⁽²²⁾ sont les plus faibles (taux de saturation inférieur à 30 %) correspondent en général à ceux où les pollutions organique et minérale ont atteint un stade critique (Escaut, Haine, Senne, Dendre, Lys, Geer, Grande Espierres... [↘ Fig EAU 2-3, EAU 2-8 et EAU 2-9]). En termes d'évolution, on constate une amélioration générale du taux de saturation en oxygène dans l'eau entre 1996 et 2005 et ce, malgré une faible réduction de la pollution des cours d'eau au cours de cette période (voir ci-avant). La proportion de sites de contrôle où le taux de saturation en oxygène est supérieur à 90 % est passée de 9 % à 47 % au cours de ces dix dernières années [↘ Fig EAU 2-11]. Il semblerait donc qu'une légère diminution des concentrations les plus élevées en nutriments et en matière organique (percentile 90) permette une amélioration substantielle du pouvoir auto-épurateur des eaux de surface.

La présence d'algues, contrôlée en routine par la concentration en chlorophylle *a*, est plus importante dans les masses d'eau les plus polluées (canal Charleroi-Bruxelles, Sambre, Dendre, Escaut, Orneau...). On constate, par ailleurs, une amélioration de la qualité de l'eau pour ce paramètre : la proportion de sites de contrôle où les teneurs en chlorophylle *a* sont inférieures à 8 µg/l est passée de 17 % à 67 % entre 1996 et 2005. [↘ Fig EAU 2-12]

Il n'y a pas nécessairement de liens directs entre l'évolution des concentrations en chlorophylle *a* et celle des concentrations en azote et en phosphore dans les cours d'eau, étant donné que la croissance des algues microscopiques n'est pas une fonction linéaire de la teneur en nutriments. En effet, une fois une vitesse de croissance maximale atteinte, tout ajout d'éléments nutritifs n'aura plus aucun effet. L'augmentation de la biomasse algale sera alors contrôlée par d'autres facteurs comme l'intensité lumineuse, la transparence ou encore la température de l'eau.

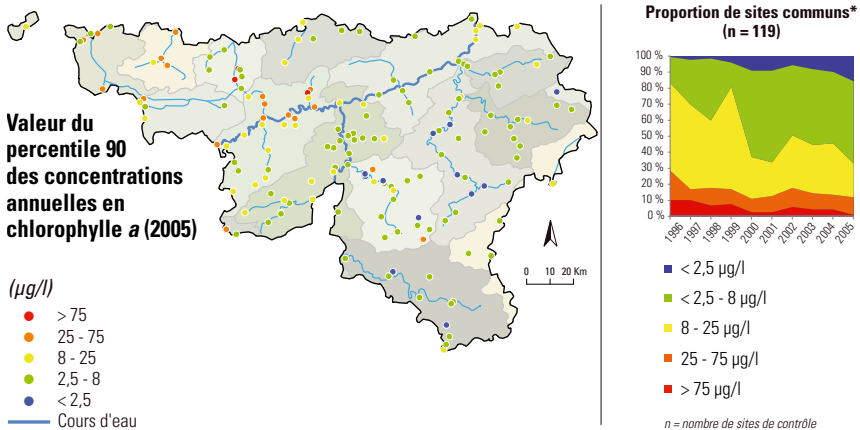
FIG EAU 2-11 Taux de saturation minimal en oxygène dans les cours d'eau en Région wallonne



*Les sites de contrôle qui ont été considérés dans l'analyse temporelle sont uniquement ceux pour lesquels des données sont disponibles sur l'ensemble de la période 1996-2005.

Source : MRW-DGRNE-DE (base de données AQUAPHYC)

FIG EAU 2-12 Concentrations en chlorophylle *a* dans les cours d'eau en Région wallonne



*Les sites de contrôle qui ont été considérés dans l'analyse temporelle sont uniquement ceux pour lesquels des données sont disponibles sur l'ensemble de la période 1996-2005.

Source : MRW-DGRNE-DE (base de données AQUAPHYC)

Compléter les mesures physico-chimiques par le suivi de bioindicateurs

Les propriétés biologiques des eaux de surface constituent, avec les propriétés physiques et physico-chimiques, une des principales composantes de l'état écologique du cours d'eau. En outre, il s'agit du paramètre le plus contraignant à partir duquel sera évalué le respect des objectifs de la directive-cadre européenne sur l'eau, qui impose le bon état des masses d'eau de surface d'ici fin 2015. C'est pourquoi le suivi des paramètres physico-chimiques qui participent au phénomène de l'eutrophisation doit absolument être complété par la mesure d'indices biotiques.

Dans ce contexte, des algues siliceuses (diatomées appartenant au périphyton), peuvent être utilisées pour évaluer la qualité biologique des eaux courantes. En fonction de la sensibilité des diatomées à la pollution, l'application d'un indice de polluosensibilité (IPS) permet d'obtenir une estimation du degré de pollution organique et d'eutrophisation des cours d'eau relativement indépendante du degré d'altération physique du milieu aquatique.

Le calcul de ces indices a été réalisé dans plusieurs stations du réseau hydrobiologique wallon en 1979, 1999, 2000 et plus récemment en 2005⁽²³⁾ et 2006⁽²⁵⁾. Les résultats concernant l'année 2005 sont présentés dans le chapitre consacré aux milieux humides et aquatiques [voir FFH 3]. Globalement, les premiers résultats confirment la bonne et la très bonne qualité des cours d'eau du sud du sillon Sambre-et-Meuse, ainsi qu'une amélioration de la qualité écologique des cours d'eau les plus pollués.

L'EUTROPHISATION DES LACS

Le phénomène de l'eutrophisation est généralement plus prononcé dans les lacs car les possibilités de réoxygénation des eaux stagnantes sont plus limitées que dans les eaux courantes. De plus, ces milieux sont propices au développement de biomasses phytoplanctoniques importantes. Il n'est d'ailleurs pas rare que l'équilibre écologique d'un lac soit totalement dégradé.

Les masses d'eau les plus concernées par le phénomène en Région wallonne sont les lacs de Nisramont, de la Vierre, de Bütgenbach et de Robertville, ainsi que certains lacs du complexe de l'Eau d'Heure (Plate Taille, Eau d'Heure, Falemprise, Ri Jaune et Féronval)⁽²⁵⁾. Ces derniers ont fait l'objet d'une étude approfondie⁽²⁶⁾ en 2002-2004, dont l'objectif était de définir un plan d'assainissement intégré des cinq plans d'eau, pour une revalorisation environnementale et touristique du site.

Le niveau d'eutrophisation est jugé préoccupant dans les lacs de pré-barrage de Féronval et de Falemprise, ceux-ci présentant des teneurs importantes en phosphore total et en chlorophylle *a*, ainsi qu'une faible transparence de l'eau (< 2 mètres) [↘ FIG EAU 2-13]. L'origine du problème est un apport excessif de nutriments, qui n'a été que partiellement résolu par la mise en place de systèmes d'épuration des eaux usées⁽²⁷⁾. De plus, une part importante de ces nutriments est d'origine agricole diffuse⁽²⁸⁾ et proviendrait d'entrées d'eaux souterraines dont il est difficile d'estimer la portée. La problématique n'est pas neuve car la dégradation de ces milieux avait déjà été mise en évidence en 1981 par une étude de l'Institut d'Hygiène

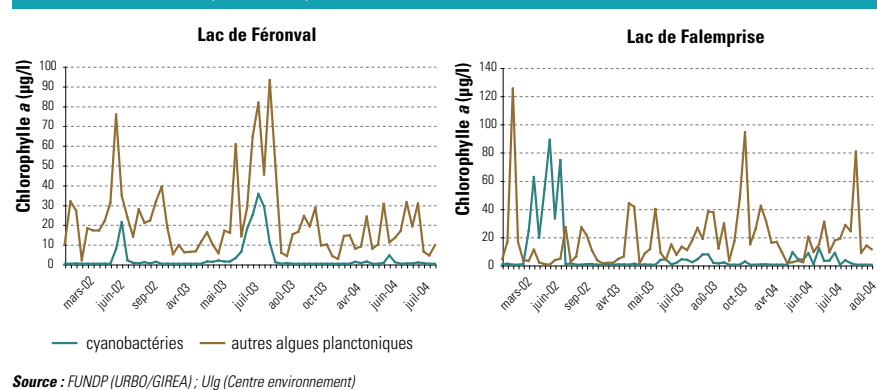
et d'Epidémiologie (Dehavay, 1981). Il semblerait par ailleurs que le phénomène ait pris de l'ampleur au cours du temps (également dans les lacs du Ri Jaune et de la Plate Taille).

La dégradation de la qualité de l'eau se traduit également dans les lacs les plus eutrophisés par le développement important de fleurs d'eau algales et d'herbiers d'élodées invasives en périodes estivales et de basses eaux. On y observe aussi parfois une prolifération de cyanobactéries (algues bleues) qui peuvent libérer des toxines et qui ne sont pratiquement pas consommées par les organismes aquatiques peuplant les lacs [↘ FIG EAU 2-14]. Le lac de Falemprise a, par exemple, connu des épisodes de mortalité massive de poissons (en juin 1982 notamment), suite au déséquilibre écologique qui accompagne l'eutrophisation des eaux. En outre, les développements d'algues toxiques doivent absolument être maîtrisés dans un contexte d'utilisation touristique et récréative de ces plans d'eau (les lacs de Féronval, de Falemprise et du Ri jaune sont des zones de baignade reconnues [voir SANTE 3]).

En 1981, le pré-barrage du Ri jaune était considéré comme mésotrophe, alors qu'aujourd'hui les teneurs en phosphore total et la faible transparence de l'eau le classent plutôt dans la catégorie méso-eutrophe [↘ FIG EAU 2-13]. Etant donné que le bassin versant est essentiellement occupé par la forêt (peu d'apports diffus de nutriments), l'augmentation de la productivité primaire s'explique par un déséquilibre du réseau trophique (dû à une politique de rempoissonnement peu compatible avec les objectifs environnementaux) ou par des apports excessifs de nutriments liés aux pratiques d'amorçage, très fréquentes dans ce lac.

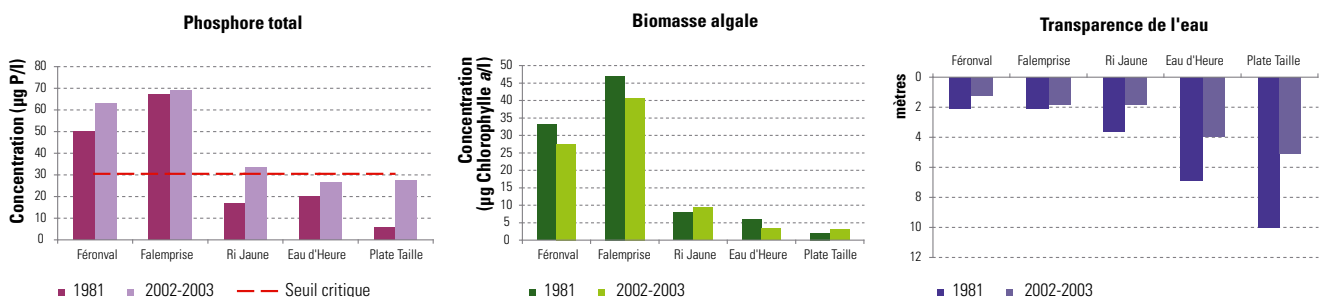
La qualité de l'eau dans le lac de l'Eau d'Heure et de la Plate Taille est bonne étant donné que les apports extérieurs en substances organiques sont extrêmement limités. En outre, les échanges constants entre les deux barrages⁽²⁹⁾ permettent une oxygénation et une homogénéisation permanente de toute la colonne d'eau. Le développement du «Village de l'Eau d'Heure», situé sur la rive nord du lac, ne devrait pas poser de problème car les eaux

FIG EAU 2-14 Développement d'algues planctoniques dans les lacs de Féronval et de Falemprise (2002-2004)



Source : FUNDP (URBO/GIREA) ; Ulg (Centre environnement)

FIG EAU 2-13 Indicateurs d'eutrophisation dans les lacs du complexe de l'Eau d'Heure (1981 – 2002/2003)



Source : FUNDP (URBO/GIREA) ; Ulg (Centre environnement)

usées sont traitées par une station d'épuration dont les rejets s'effectuent en dehors du bassin versant. Par contre, l'installation d'un terrain de golf pourrait avoir des conséquences néfastes si des engrais et des pesticides sont utilisés en abondance pour l'entretien du gazon. Ainsi, toute démarche devra être précédée d'une étude d'incidences sur le milieu naturel et des règles très strictes devront être imposées quant à l'emploi de produits fertilisants et phytomédicaments.

Le bilan complet de la qualité des eaux du complexe de l'Eau d'Heure a permis aux auteurs du schéma directeur de formuler des recommandations pour la gestion des lacs, afin de contrôler l'eutrophisation et restaurer les milieux naturels et les biocénoses. Il conviendrait par exemple de réduire d'au moins 50 % la teneur en phosphore total dans le pré-barrage de Falempise, en maximisant le taux d'abattement à la sortie des stations d'épuration (installation d'un traitement tertiaire, amélioration de l'étanchéité du réseau de collecte, réduction des rejets par les déversoirs d'orage...). La restauration de la qualité de l'eau des lacs eutrophes risque toutefois d'être lente, étant donné que le phosphore s'est accumulé dans les sédiments et qu'il peut être remobilisé.

LE NITRATE DANS LES EAUX SOUTERRAINES

Le nitrate est certainement l'élément nutritif le plus problématique en termes de contamination des eaux souterraines potabilisables (dépassement des normes définies pour la protection de la santé humaine [voir SANTE 3]). Les concentrations «naturelles» en nitrate dans les eaux souterraines sont généralement inférieures à 10 mg NO₃⁻/L. Des teneurs plus élevées résultent principalement de rejets dispersés (puits perdants, fuites dans les réseaux de collecte des eaux usées...) et de contaminations diffuses des sols, notamment lorsque les apports d'azote excèdent les besoins des végétaux (surfertilisation des cultures p. ex.) [voir SOLS 4].

Contrairement au nitrate, le phosphore d'origine agricole ou domestique ne constitue pas à l'heure actuelle un élément problématique pour la qualité des eaux souterraines destinées à la consommation humaine⁽³¹⁾.

Le «survey nitrate» des eaux souterraines

La surveillance systématique des teneurs en nitrate dans les nappes d'eau souterraine est organisée en Région wallonne depuis 1994. Un programme de surveillance, appelé «survey nitrate», a été mis en place en application de la directive 91/676/CEE relative à la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole. Les résultats issus du survey nitrate, permettent, d'une part, d'identifier les aquifères les plus affectés par ce type de pollution et, d'autre part, de contrôler l'efficacité à terme des mesures contenues dans le programme de gestion durable de l'azote en agriculture (PGDA) [voir AGR].

La majorité des analyses sont réalisées par les exploitants de prises d'eau potabilisable⁽³²⁾, tandis que l'Institut Scientifique de Service Public (ISSeP) complète l'acquisition des données dans les nappes à risque et moins exploitées (Sables thanétiens, Crétacé du Pays de Herve...). L'ensemble constitue un réseau représentatif de 969 points répartis sur le territoire wallon. Le contrôle comprend au minimum trois analyses par an mais leur fréquence peut être augmentée en fonction de la population desservie (une analyse par mois pour les galeries de Hesbaye p. ex.). L'ensemble des données est transmis à la DGRNE (base de données CALYPSO) qui pratique ensuite une validation des informations reçues.

La pollution des eaux souterraines par le nitrate gagne du terrain

Les niveaux de contamination les plus importants (> 40 mg NO₃⁻/L) sont observés dans les masses d'eau du Crétacé de Herve [1], des Sables quaternaires de Comines-Warneton [2] et des Sables bruxelliens [3], dans des zones où la densité de population et/ou les activités agricoles sont particulièrement importantes [voir Cartes EAU 2-15]. D'autres aquifères sont également contaminés, mais dans une moindre mesure : il s'agit du massif de la Vesdre [4], des Craies du bassin de Mons [5], du Crétacé de Hesbaye [6] et des formations schisto-gréseuses et calcaires du bassin de Dinant⁽³³⁾ [7]. Pour chacune de ces nappes, plus de 50 % des sites de captage extraient des eaux qui dépassent le niveau-guide européen de 25 mg NO₃⁻/L, et il n'est pas rare d'observer localement des concentrations supérieures à la norme de 50 mg NO₃⁻/L (voir ci-après).

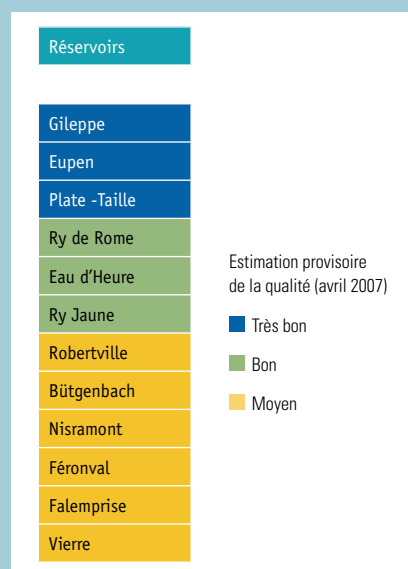
Les nappes situées en Ardenne et en Lorraine belge présentent une eau de bonne qualité

Mieux connaître et mieux surveiller les réservoirs de barrage

Pour répondre aux exigences de la directive-cadre européenne sur l'eau, les autorités wallonnes doivent définir les conditions de référence du potentiel écologique maximal des masses d'eau fortement modifiées, auxquelles s'apparentent les réservoirs de barrage. Elles doivent aussi mettre en place un réseau de surveillance de la qualité de ces eaux afin de dresser un tableau cohérent et complet de l'état chimique et du potentiel écologique de toutes les masses d'eau de surface au sein de chaque district hydrographique.

Une étude⁽³⁰⁾ permettant d'actualiser la classification trophique des réservoirs de barrage wallons et d'évaluer l'état de leurs biocénoses s'est terminée en avril 2007. En première approche, l'analyse des paramètres chlorophylle *a*, phosphore total et transparence de l'eau a permis d'évaluer la qualité générale de l'eau des réservoirs de barrage. Les auteurs de cette étude sont arrivés à la conclusion que 6 lacs sur 12 risquaient de ne pas atteindre leurs objectifs environnementaux en 2015 sans l'application de mesures additionnelles.

Cette analyse constitue une étape indispensable pour définir les objectifs environnementaux que doivent atteindre les masses d'eau fortement modifiées, ces derniers devant figurer dans les futurs plans de gestion dont la réalisation est prévue pour fin 2009.



car elles sont moins exposées au lessivage du nitrate d'origine agricole et non agricole. Les eaux des aquifères profonds du socle et des craies du Brabant [8], des calcaires du Tournais [9] et, en général, du Synclinorium de Namur [10] sont également d'assez bonne qualité, grâce à la présence de couches géologiques imperméables ou d'éléments présents naturellement dans l'eau (comme le fer p. ex.) qui permettent la réduction du nitrate.

En comparant les deux cartes des niveaux moyens de concentrations en nitrate (avant et après 2000), on peut observer une extension des zones contaminées. Celle-ci concerne la majorité des masses d'eau situées au nord du sillon Sambre-et-Meuse⁽³⁴⁾ ainsi que les masses d'eau présentes dans le bassin de la Sambre et dans une partie du Condroz.

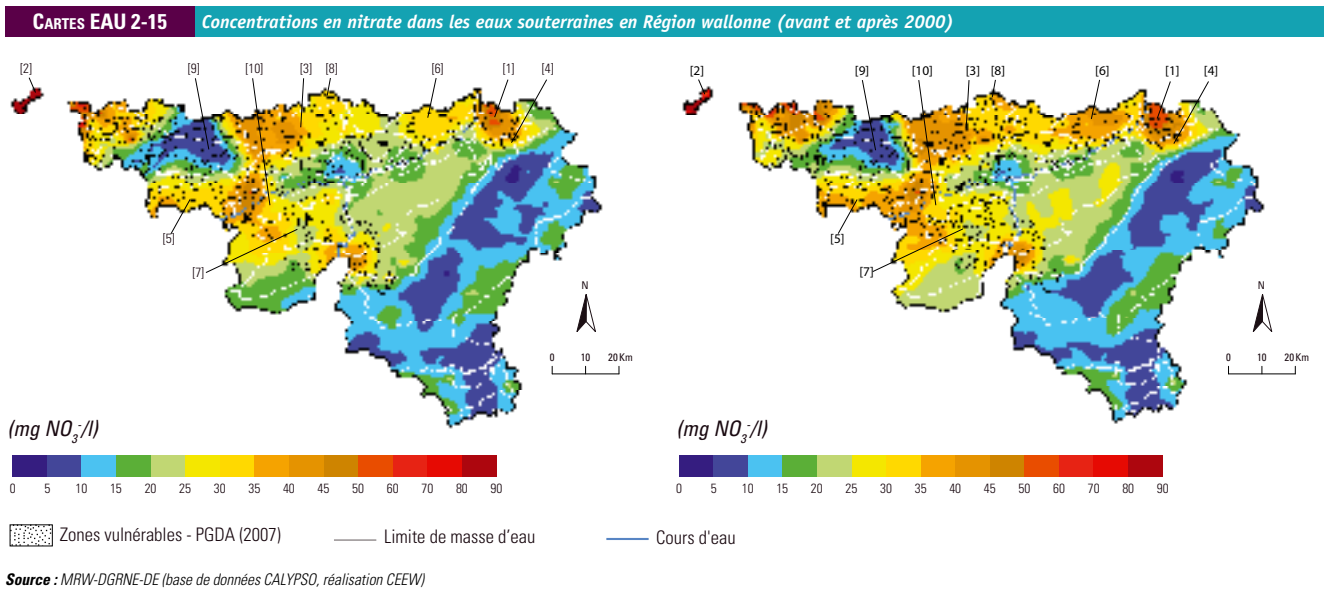
[> CARTES EAU 2-15]

Une dégradation des eaux souterraines qui se poursuit dans la plupart des zones vulnérables

En première analyse, la contamination des eaux souterraines par le nitrate présente, sur l'ensemble du territoire wallon, une très légère tendance à l'augmentation : la proportion de prises d'eau avec des teneurs en nitrate supérieures à 40 mg NO₃⁻/l, est passée de 12 % (avant 2001) à 15 % (après 2001). Localement, la situation peut être beaucoup plus préoccupante, en particulier dans certaines zones vulnérables, où le nombre de captages pour lesquels l'eau est de mauvaise qualité (teneurs > 40 mg NO₃⁻/l) est à la hausse. Seule la zone vulnérable du Sud Namurois semble faire exception à la règle. [> FIG EAU 2-16]

Le cas de la zone vulnérable des Sables bruxelliens est, de ce point de vue, particulièrement illustratif : avant 2001, moins de 15 % des prises d'eau situées dans cette zone présentaient des eaux brutes dépassant la norme de potabilité (50 mg NO₃⁻/l). Ce chiffre atteint maintenant 25 %. La tendance est donc nettement à la hausse dans cet aquifère, particulièrement au sud (Courcelles-Anderlues), où la pression urbaine et les rejets ponctuels sont probablement importants. Il semblerait, en outre, que la dégradation de la nappe des Sables bruxelliens affecte progressivement la masse d'eau sous-jacente des Craies du Brabant [8], étant donné que les concentrations en nitrate ont également augmenté dans cet aquifère.

[> CARTES EAU 2-15]

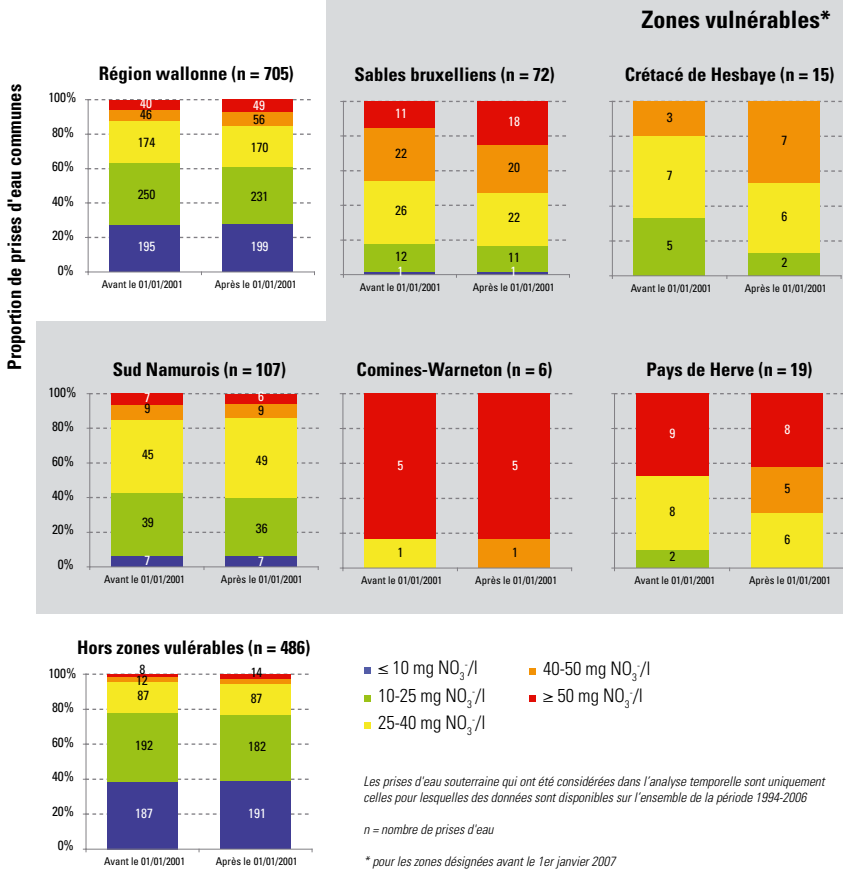


Qu'entend-t-on par zone vulnérable ?

Une zone vulnérable représente une partie de territoire qui alimente les eaux de surface et les eaux souterraines et qui risque d'engendrer une pollution sévère en nitrate (concentrations supérieures à 50 mg NO₃⁻/l), si les mesures envisagées dans le programme de gestion durable de l'azote en agriculture (PGDA) ne sont pas appliquées [voir AGR]. Suite à la condamnation de la Belgique par la Cour européenne de justice pour transposition incomplète de la directive «nitrates» le 22 septembre 2005, la délimitation des zones vulnérables a fait l'objet d'une révision en Région wallonne⁽³⁵⁾, qui est entrée en vigueur le 1er janvier 2007. L'ensemble des zones vulnérables actuellement désignées (Sables Bruxelliens, Crétacé de Hesbaye, Sud Namurois, Comines-Warneton, Pays de Herve et Nord du sillon Sambre et Meuse) couvre 7 073 km², soit 41,8 % du territoire wallon. En outre, elles représentent 68,7 % des volumes totaux prélevés en eau souterraine pour la distribution publique, la quasi-totalité (97 %) des prises d'eau qui dépassent la norme de potabilité et plus des deux tiers (67,8 %) des prises d'eau dont la teneur en nitrate est comprise entre 25 et 50 mg NO₃⁻/l.

L'eutrophisation et l'enrichissement en nutriments

Fig EAU 2-16 Comparaison des proportions de prises d'eau souterraine par classe de concentration en nitrate en Région wallonne (en zones vulnérables et hors zone vulnérable)

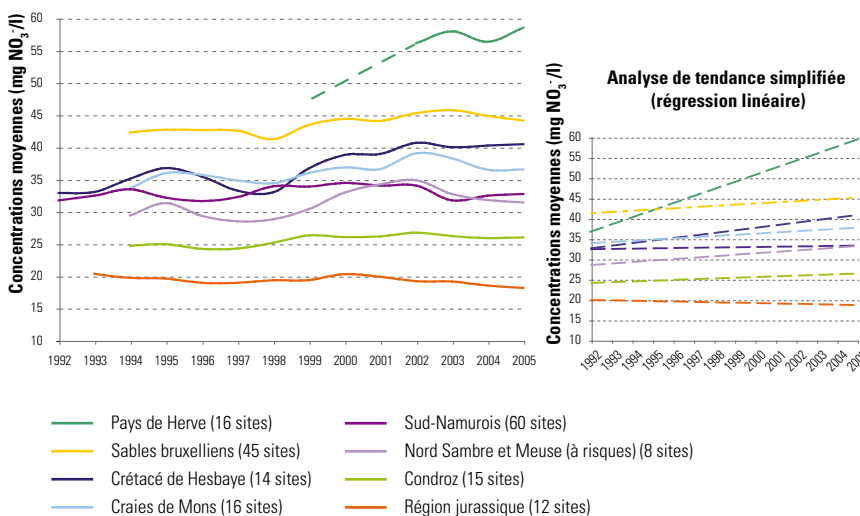


Source : MRW-DGRNE-DE (base de données CALYPSO)

Dorénavant, grâce au *survey nitrate*, il est possible de suivre l'évolution annuelle des teneurs en nitrate dans les prises d'eau situées en zones vulnérables⁽³⁶⁾ (désignées après le 1er janvier 2007). On constate en premier lieu que cette évolution peut être cyclique dans certaines zones vulnérables (minimum observé autour des années 1998 et 2005 et maximum autour des années 1995 et 2002), traduisant en cela les effets des précipitations sur les niveaux piézométriques de certaines nappes, et par conséquent sur leur niveau de contamination (la remontée des nappes favorise le lessivage du nitrate encore présent dans les couches de sol non saturées). Abstraction faite de ces variations cycliques (liées notamment au climat), on observe de 1993 à 2002, une augmentation statistiquement significative des teneurs en nitrate dans la plupart des zones vulnérables⁽³⁷⁾. [↪ Fig EAU 2-17]

Cette tendance à la hausse n'est pas obligatoirement liée à l'évolution actuelle des pratiques agricoles, qui va plutôt dans le sens d'une réduction des apports azotés [voir AGR]. Le degré de contamination des nappes dépend en effet d'autres facteurs, comme la pluviosité, le contexte hydrogéologique local et la quantité d'azote potentiellement lessivable présente dans la zone insaturée.

Fig EAU 2-17 Concentrations moyennes annuelles en nitrate dans les eaux souterraines situées en zones vulnérables et hors zone vulnérable (Condroz et Région jurassique)



Source : MRW-DGRNE-DE (Survey nitrate)

Il faut noter que depuis 2003, les teneurs moyennes en nitrate semblent avoir diminué et s'être stabilisées à des niveaux de concentration qui demeurent toutefois supérieurs aux minima enregistrés lors des périodes précédentes. Les aquifères du Sud Namurois font exception, en raison probablement de délais de transfert sol-nappe plus courts.

Les nouvelles zones vulnérables en quelques chiffres

Depuis le 1er janvier 2007, de nouvelles zones vulnérables sont venues compléter les zones déjà existantes en Région wallonne [voir AGR]. Celles-ci s'étendent dorénavant sur l'ensemble du territoire situé au nord du sillon Sambre-et-Meuse, sur une partie de la commune de Thuin, le Sud Namurois et le Pays de Herve. Traduit en chiffres, cela représente une superficie agricole d'environ 400 000 ha cultivés par 10 000 agriculteurs. En termes de concentrations en nitrate dans les eaux souterraines, les principales caractéristiques de ces zones sont présentées dans le tableau ci-dessous :

Teneur moyenne indicative en nitrate dans les zones vulnérables

Zones vulnérables	Teneur moyenne en nitrate (mg NO ₃ /litre)	Sites de contrôle dépassant la norme de potabilité
1 Crétacé de Hesbaye	40,4	14 %
2 Comines-Warneton	90,0	61,5 %
3 Sables bruxelliens	44,0	32 %
4 Solde de la zone située au nord du sillon Sambre-et-Meuse (5-1-2-3)	21,8	8,5 %
5 Zone vulnérable au nord du sillon Sambre et Meuse (1+2+3+4)	35	19 %
6 Pays de Herve	58,5	47 %
7 Sud Namurois	32,7	11,5 %
8 Ensemble des zones vulnérables (5+6+7)	36,2	19 %
9 En dehors des zones vulnérables (valeur médiane)	11,6	0,5 %

Valeurs estimées sur base de l'indicateur du tableau de bord du PGDA (données 2005)

Dans quels délais peut-on espérer une amélioration durable de la situation ?

L'ensemble des mesures préventives et correctives mises en œuvre pour limiter l'enrichissement des sols en nutriments [voir SOLS 4] doivent théoriquement permettre de réduire les risques de contamination des eaux de surface et des eaux souterraines. Il s'agit pour l'essentiel :

- de l'application en zone vulnérable des mesures prévues dans le Programme de gestion durable de l'azote en agriculture (PGDA⁽³⁸⁾) : respect des normes d'azote minéral et organique⁽³⁹⁾, implantation de cultures intermédiaires qui piègent le nitrate - CIPAN - (moutarde, phacélie...) avant une culture de printemps, restriction du labour des prairies permanentes, respect des conditions de stockage des effluents et des conditions d'épandage d'épandage des fertilisants (interdiction sur sol gelé ou à moins de 6 mètres d'un cours d'eau⁽⁴⁰⁾ p. ex.)... Le respect de ce programme sera notamment évalué par des suivis spécifiques sur les terres à risque (mesures d'azote potentiellement lessivable). De plus, l'impact des contrôles sera

renforcé par l'application des mesures relatives à la conditionnalité des aides européennes [voir AGR] ;

- de la mise en œuvre de certaines mesures agri-environnementales (MAE) permettant de limiter les pertes en azote dans les sols. Il s'agit par exemple (i) de la couverture du sol en hiver avant une culture de printemps, (ii) de la présence de tournières enherbées le long des cours d'eau, (iii) du maintien d'une faible charge en bétail ou encore de la préservation des prairies naturelles et de haute valeur biologique [voir SOLS 4] ;
- de la progression de l'agriculture biologique ;
- de la mise en place de zones de protection autour des prises d'eau [voir EAU 4] ;
- de l'accélération du traitement des eaux usées urbaines résiduelles [voir EAU 1] ;
- de l'installation de systèmes de traitement tertiaire des eaux usées (dénitrification et déphosphatation) dans les stations d'épuration des grandes agglomérations (> 10 000 EH) et des zones où les contraintes environnementales sont les plus élevées (zones de baignade, zones de protection des captages, masses d'eau à risque...) ;
- de la mise en œuvre de programmes de

recherches (PIRENE, p. ex.) et de programmes d'actions et de sensibilisation multisectoriels (NITRAWAL, projet pilote «plateau du Gerny», Programme-Action Hesbaye...).

On soulignera aussi que les programmes de surveillance de la qualité des eaux ont été adaptés récemment, afin de répondre aux exigences de la directive-cadre européenne sur l'eau [voir Introduction EAU]. Dans ce contexte, il apparaît nécessaire d'intégrer l'ensemble du réseau «survey nitrate» dans la philosophie de surveillance de la directive-cadre (contrôles opérationnels et contrôles d'enquête).

Il est extrêmement difficile de prédire de manière générale le temps nécessaire pour que les mesures correctives permettent de stabiliser et de restaurer efficacement la qualité des eaux affectées par le nitrate d'origine agricole et non agricole. Pour l'instant, les mesures sont encore trop récentes pour avoir produit des résultats significatifs. En effet, si un code de bonnes pratiques agricoles existe depuis 1994, le programme de gestion durable de l'azote en agriculture (PGDA) n'est entré en vigueur que le 24 novembre 2002 (l'application concrète et le contrôle des mesures prévues dans ce programme sont arrivées bien plus tard encore). Dans le même ordre d'idée, le traitement des eaux urbaines résiduelles n'a vraiment connu un développement important qu'à partir de 2000 avec la mise en place de la SPGE et les MAE ne sont accessibles aux agriculteurs wallons que depuis 1995.

Par ailleurs, chaque zone vulnérable correspond à un ou plusieurs contextes hydrogéologiques distincts (profondeur de la nappe, type de porosité...). En outre, en Région wallonne, la plupart des nappes d'eau souterraine sont situées en profondeur et surmontées d'une couche de substrat non-saturé dont l'épaisseur varie elle-même de manière importante. Cette couche stocke l'azote non prélevé par les végétaux et induit un temps d'arrivée à la nappe non négligeable, encore accru par différents phénomènes retardateurs dans certains aquifères. Enfin, à l'azote diffus d'origine agricole se superpose localement mais de manière répétée, une contamination dispersée d'origine domestique non négligeable⁽⁴¹⁾ qu'il n'est pas simple d'isoler.

Malgré ces nombreuses incertitudes, plusieurs programmes d'études et de recherches réalisés en Région wallonne ont permis d'évaluer le temps de réponse de la qualité des eaux souterraines à la modification des pratiques agricoles en zones vulnérables⁽⁴²⁾. En première analyse, celui pourrait varier, selon les nappes, de 2 ans à plus de 15 ans. [↘ TAB EAU 2-1]

En conclusion, vu les temps de réponse se chiffrant en général à plusieurs années voire quelques dizaines d'années, il est prématuré d'espérer constater les premiers effets bénéfiques des mesures contenues dans le PGDA

Comment traiter les eaux brutes qui dépassent les normes ?

La législation impose que les teneurs en nitrate n'excèdent pas 50 mg NO₃/L dans les eaux destinées à la consommation humaine. Cette norme a été définie sur base des risques de méthémoglobinémie chez les nourrissons alimentés au biberon (syndrome du bébé bleu) [voir SANTE 3]. Les traitements effectués sur les eaux brutes pour réduire les concentrations en nitrate sont le plus souvent la dilution, c'est-à-dire le mélange d'eaux de provenance différente afin d'obtenir une eau traitée respectant la norme de potabilité. Lorsque la dilution des eaux est impossible, pour des raisons techniques ou économiques, des procédés physico-chimiques (échange ionique, osmose inverse, électrodialyse...) sont alors mis en œuvre. Ces traitements sont très efficaces, le taux de conformité des échantillons d'eau de distribution analysés atteignait 99,8 % sur la période 2002-2004. Il est extrêmement rare que des captages soient mis hors service à cause de la présence excessive de nitrate [voir EAU 4].

TAB EAU 2-11

Evolution probable des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines dans certaines zones vulnérables

Zones vulnérables*	Stabilisation ?	Pour restauration
Sables bruxelliens	Non	Entre 9 et 15 ans
Crétacé de Hesbaye	Non	Plus de 15 ans
Sud-Namurois	Oui	Entre 2 et 8 ans
Comines – Warneton	Oui	Entre 5 et 8 ans
Pays de Herve	?	Entre 9 et 15 ans

* Désignées avant le 01/01/2007

Source : Tableau de bord du PGDA (2004)

Prévoir les tendances en matière de qualité des eaux souterraines : un cas d'étude

Une étude statistique a été menée dans le cadre du projet européen AquaTerra⁽⁴³⁾ (2004) en vue de déterminer les tendances en matière d'évolution des concentrations en nitrate pour quatre masses d'eau tests : le bassin du Geer, le Pays de Herve, le bassin du Néblon et la plaine alluviale de la Meuse. Parmi l'ensemble des données disponibles, seuls ont été retenus les points de mesures pour lesquels des données de concentrations en nitrate étaient disponibles sur un intervalle temporel suffisamment long, afin de permettre une analyse de tendance. La procédure statistique suivie comprend un test de normalité, un test de détection de tendance (Mann-Kendall) et une procédure d'estimation de la tendance (Pente de Kendall). Les résultats des calculs statistiques sont résumés ci-dessous :

Masse d'eau souterraine	Nombre de points de mesure	Nombre de tendances décroissantes	Nombre de tendances croissantes	Pourcentage de tendances significatives
Bassin du Geer	26	0	15	0,577
Pays de Herve	12	2	6	0,666
Bassin du Néblon	6	1	4	0,833
Plaine alluviale de la Meuse	38	15	11	0,684

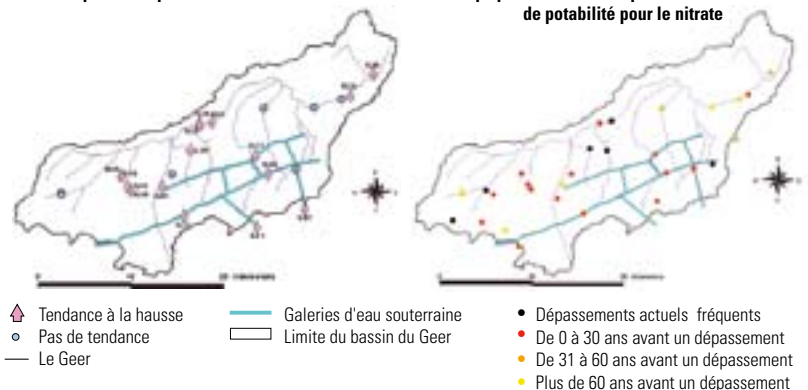
Cette étude révèle que les teneurs en nitrate augmentent dans l'ensemble des quatre masses d'eau test, même si la situation apparaît plus contrastée au niveau de la plaine alluviale de la Meuse. La figure ci-dessous illustre la répartition spatiale des tendances pour le bassin du Geer.

On peut considérer que les tendances observées actuellement dans ce bassin vont encore se poursuivre pendant plusieurs années étant donné que (i) les changements dans les pratiques agricoles sont relativement récents, (ii) la migration du nitrate dans la zone non saturée est d'environ 1 mètre par an et (iii) l'épaisseur de la zone non saturée varie de quelques mètres à plusieurs dizaines de mètres. En se basant sur ces hypothèses, les tendances calculées ont été extrapolées pour estimer le temps nécessaire pour que les concentrations en nitrate ne franchissent la norme de potabilité de 50 mg NO₃/L. Le résultat des simulations indique qu'un certain nombre de points de captage dépasseront probablement la norme dans plus de 60 ans (voir figure ci-dessous).

Evolution des concentrations en nitrate dans le bassin du Geer

Répartition spatiale des tendances

Temps prévus avant le dépassement de la norme de potabilité pour le nitrate



Source : Ulg – FSA – ArGENCo – Geo²-Hydrologie (Projet Aqua Terra)

Enjeux et perspectives

Les nutriments (azote, phosphore) et la matière organique sont indispensables au bon fonctionnement des écosystèmes aquatiques. Toutefois, lorsqu'ils sont présents en quantités excessives, ils favorisent le phénomène d'eutrophisation, qui se traduit par un développement excessif d'algues et un appauvrissement de l'eau en oxygène, avec pour conséquence un risque de mortalité pour de nombreux organismes aquatiques. Au niveau des nappes d'eau souterraine, des teneurs en nitrate supérieures à la norme de potabilité nécessitent l'utilisation de traitements spécifiques parfois complexes et coûteux, avant de pouvoir distribuer une eau potable de qualité à la population.

Diverses initiatives ont déjà été prises en Région wallonne pour améliorer la qualité des ressources en eau, comme l'installation de systèmes de traitement tertiaire dans les stations d'épuration [voir EAU 1], l'instauration d'une taxe sur les déversements d'eaux usées industrielles, la mise en œuvre de mesures agri-environnementales ou encore le Programme de gestion durable de l'azote en agriculture (PGDA), dont certaines actions visent à réduire le ruissellement des fertilisants vers les cours d'eau et l'infiltration du nitrate dans les aquifères. Ces initiatives, et probablement d'autres à venir, seront précisées dans les plans de gestion et les programmes de mesures exigés par la directive-cadre européenne sur l'eau, à l'échelle des districts hydrographiques.

Bien que ces mesures sont encore relativement récentes, la qualité des cours d'eau en Région wallonne s'est globalement améliorée au cours de ces 30 dernières années : les indicateurs de la pollution organique (DBO_5) et de l'eutrophisation (phosphates) sont à la baisse dans les grands cours d'eau, avec toutefois un bémol important pour le nitrate. Cette amélioration n'est cependant pas toujours perceptible à court terme, car les effets du climat sur les débits des cours d'eau viennent masquer les efforts de réduction entrepris, d'une part au niveau des rejets directs et dispersés de substances eutrophisantes et, d'autre part, au niveau des apports d'engrais azotés et phosphorés sur les sols.

La situation demeure préoccupante pour les eaux souterraines situées en zone vulnérable, où les teneurs en nitrate continuent d'augmenter (à l'exception toutefois du Sud Namurois). Pour ces dernières, il est encore difficile d'évaluer, avec un niveau de certitude satisfaisant, l'efficacité réelle des mesures qui ont été prises, étant donné la complexité des processus impliqués et le temps de réponse au niveau des nappes.

Suite à l'analyse de la situation actuelle, il semble que certaines mesures devront encore être renforcées et/ou qu'il faille prévoir des mesures additionnelles. Quelques pistes de réflexions sont suggérées ci-dessous :

- La réduction des apports (diffus et ponctuels) de phosphore dans les eaux de surface représente une des seules mesures réellement efficace pour maîtriser durablement le phénomène d'eutrophisation⁽⁴⁴⁾, étant donné que cet élément nutritif est limitant pour la croissance des végétaux. En conséquence, il convient de réduire au maximum les quantités de phosphore déversées dans les cours d'eau en (i) limitant la charge polluante des eaux usées (substitution des phosphates présents dans les détergents domestiques et industriels par des agents anti-calcaires respectueux de l'environnement⁽⁴⁵⁾ (zéolites p. ex.)), (ii) en accélérant le traitement des eaux urbaines résiduaires, mais aussi en renforçant et en étendant l'utilisation de systèmes de déphosphatation dans les stations d'épuration existantes (indépendamment de la taille des agglomérations) [voir EAU 1]. Au niveau des apports diffus, il faudra veiller en particulier à ce que les apports d'engrais phosphorés correspondent au plus près aux besoins réels des cultures. Ceci nécessite d'évoluer vers une agriculture de précision qui tienne compte conjointement de la nature des sols, des stocks de phosphore qui y sont encore présents et du devenir de cet élément dans l'environnement (affinement des conseils de fumure à l'échelle parcellaire, élaboration de codes de bonnes pratiques, renforcement des programmes de gestion au niveau agricole... [voir SOLS 1]).
- Il convient également d'adapter au maximum les quantités d'azote organique et minéral

appliquées aux besoins réels des végétaux et d'adapter les conditions de stockage des effluents d'élevage, afin de limiter les risques de ruissellement d'éléments eutrophisants dans les cours d'eau, ainsi que les risques de lixiviation de nitrate vers les aquifères. La réalisation de cet objectif passe aussi par un affinement des conseils de fumure (dosage, fractionnement des doses appliquées...), par la prise en compte de la pente des parcelles et par une révision éventuelle des mesures du programme de gestion durable de l'azote en agriculture, si ces dernières s'avèrent insuffisantes pour inverser les tendances à l'augmentation des teneurs en nitrate, observées actuellement dans les cours d'eau et les eaux souterraines.

- L'efficacité des mesures prises actuellement en Région wallonne pour réduire la pollution organique et l'enrichissement en nutriments des ressources en eau (assainissement des eaux usées, PGDA, MAE) doit être régulièrement évaluée à l'aide d'indicateurs de performance pertinents, le plus en phase possible avec la qualité des masses d'eau et des écosystèmes associés. Ainsi, il serait particulièrement judicieux d'évaluer les effets réels des pratiques agricoles sur la qualité des eaux, à partir notamment de mesures réalisées dans le profil du sol à la fin de l'automne (azote potentiellement lessivable)⁽⁴⁶⁾. Cette dernière réflexion met également en évidence la nécessité d'une part, de définir un système de références ou d'objectifs quantitatifs à atteindre (potentiel écologique maximal pour les eaux de surface p. ex.) et, d'autre part, de choisir judicieusement les paramètres à analyser. Ainsi, par exemple, les concentrations en phosphates mesurées dans les eaux de surface ne représentent qu'une partie du phosphore total, une part difficilement quantifiable étant mobilisée dans la biomasse et les sédiments. L'analyse chimique ne fournit donc qu'une estimation de l'eutrophisation apparente. Celle-ci doit dès lors être complétée par une analyse biologique (diatomées p. ex.) afin de pouvoir disposer d'une estimation de l'eutrophisation réelle. Ceci pourrait avoir toute son importance dans le cadre notamment de l'établissement des normes de rejets (permis d'environnement).

La situation évolue dans la bonne direction puisque la directive-cadre européenne sur l'eau place la qualité biologique (diatomées, phytoplancton, macrophytes, macro-invertébrés, poissons) au centre des objectifs environnementaux, ce qui permet d'adapter les réseaux de surveillance en conséquence.

- La création, le long des cours d'eau, de zones tampons constituées d'espèces végétales permettant de prélever les excédents de nutriments (bandes enherbées, ripisylves...) participe à la réduction des apports azotés et phosphorés dans les cours d'eau, tout en favorisant la protection des berges et la création d'habitats pour la faune et la flore. Il faut certainement soutenir ce type d'initiative.
- En termes de pression environnementale, il serait aussi intéressant de mesurer des flux de substances eutrophisantes ou de nutriments plutôt que des concentrations. Ces mesures permettraient en effet d'intégrer les flux d'eau (débits des cours d'eau, infiltration...) dans l'analyse et de faire ainsi abstraction des effets de dilution ou de concentration des contaminants liés aux aléas climatiques. Ceci permettrait d'évaluer avec davantage de précisions les effets réels des mesures de réduction.
- Il s'avère également nécessaire d'améliorer la connaissance du fonctionnement et de la vulnérabilité des multiples masses d'eau que compte la Région wallonne, afin notamment de conditionner le choix de l'implantation des industries et d'adapter les normes de rejet à la typologie des cours d'eau. Dans le même ordre d'idée, la réponse à ce manque de connaissance permettrait aussi d'adapter les techniques d'épuration à la nature des effluents et à la capacité épuratrice des eaux réceptrices. Dans ce contexte, la mise au point et l'utilisation de modèles de gestion intégrée et prévisionnelle à l'échelle du bassin versant seraient opportunes.
- Les mesures mises en œuvre pour contrôler l'eutrophisation des grands cours d'eau doivent être prises le plus à l'amont possible, c'est-à-dire bien souvent en dehors des frontières wallonnes. Ainsi, ce sont probable-

ment les changements survenus dans le bassin français de la Meuse qui sont à l'origine des phénomènes d'eutrophisation observés dans le sous-bassin de la Meuse amont. Ce constat souligne la nécessité de collaborer au niveau européen, dans le cadre notamment des Commissions internationales de la Meuse et de l'Escaut.

- Les plans de gestion qui seront établis d'ici fin 2009 pour amener les masses d'eau souterraine au bon état chimique et les masses d'eau de surface au bon état devront présenter une approche intégrée qui tienne compte à la fois de la gestion hydrologique et hydraulique des ressources en eau, de l'assainissement des eaux usées, de l'aménagement du territoire et des nombreuses pratiques domestiques, agricoles, industrielles et touristiques. Dans ce contexte, la formation et la sensibilisation des acteurs de l'eau et du grand public à la nécessité de protéger les ressources en eau doivent jouer un rôle primordial.



Remerciements

Nous remercions pour leur collaboration et/ou relecture : Christophe BOULANGER, Claude FAUVILLE, Evelyne FLORE, Vincent GUISSARD, Catherine HALLET, Vincent HALLET, Jean-Paul LEDANT, Pierre-Nicolas LIBERT, Yves MARNEFFE, François PAULUS, Francis ROSILLON, Hugo SARMENTO, Olivier THUNUS, Jean-Luc VASEL et Dominique WYLOCK.

Sources principales

LACROIX, G. 1991. Lacs et rivières milieux vivants. Editions Bordas.255 p.

MRW-DGRNE. 2005. *District Hydrographique International de la Meuse, Tome I : Etat des lieux en Région wallonne – Analyse des pressions anthropiques sur les eaux souterraines*. Ministère de la Région wallonne – Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement. Jambes (Namur). 47 p.

MRW-DGRNE. 2005. *District Hydrographique International de l'Escaut, Tome I : Etat des lieux en Région wallonne – Analyse des pressions anthropiques sur les eaux souterraines*. Ministère de la Région wallonne – Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement. Jambes (Namur). 34 p.

MRW-DGRNE. 2006. *Enquête publique sur la gestion de l'eau en Wallonie – Questions importantes : District Meuse (94 p) et District Escaut (98 p.)*. Ministère de la Région wallonne – Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement. Jambes (Namur).

VERNIERS, G., SARMENTO, H. & DESCY, J-P. 2005. Pour une gestion plus intégrée des lacs de l'Eau d'Heure. *Tribune de l'Eau*. 58, 3-16.

MRW-DGRNE (2006) : Etat des nappes d'eau souterraine de la Wallonie.

- (1) Cadavres d'animaux, biomasse microbienne morte, végétation en décomposition, déjections animales (hors animaux domestiques)...
- (2) Effluents domestiques et industriels, matières organiques associées aux particules de sols érodés, fumiers, lisiers...
- (3) Voir indicateur EAU 7 du Tableau de bord de l'environnement wallon 2004 (<http://mrw.wallonie.be/dgrme/eew/index.asp>)
- (4) Environ la moitié des quantités de matière organique rejetées par les industries sont déversées directement en eau de surface, et l'autre moitié en égouts (raccordés ou non à une station d'épuration).
- (5) <http://aquaphyc.environnement.wallonie.be/login.do>
- (6) Pour les composés exogènes, c'est-à-dire ceux qui ne se sont pas formés lors de la décomposition de la matière organique déjà présente dans les cours d'eau.
- (7) Des mortalités importantes de poissons ont été constatées par exemple dans la Basse Semois vers le milieu des années 1970, non pas à cause d'une désoxygénation de l'eau mais suite à l'apparition d'ammoniac toxique causée par une élévation du pH due à l'activité photosynthétique des plantes aquatiques.
- (8) Un état des lieux des taux de saturation en phosphore des sols agricoles de la Région wallonne et ses perspectives d'évolution compte tenu des apports de matière organique est en cours de réalisation, dans le cadre d'une convention de recherche financée par la DGRNE (Convention SATUPHOS 2007-2009).
- (9) Arrêté royal du 13 février portant interdiction de la mise sur le marché des produits destinés à usage ménager pour le lavage des textiles et contenant des phosphates (M.B du 25/02/2003). A partir du 1er janvier 2004, il est interdit de vendre en Belgique des produits contenant au total plus de 0,5 % de phosphore, qu'il soit présent sous forme de composés organiques ou inorganiques.
- (10) Fin des années 1970, on estimait que deux-tiers des phosphates dissous dans les eaux de surface provenaient des détergents et des produits lessiviels.
- (11) Ceci concerne les stations d'épuration traitant les eaux usées des agglomérations d'une taille égale ou supérieure à 10 000 équivalent-habitants (EH). Au 31/12/2005, la moitié des 50 stations d'épuration d'une capacité \geq à 10 000 EH disposait d'un traitement tertiaire de dénitrification (soit une capacité totale de traitement d'environ 500 000 EH ou 12 % de la charge polluante à traiter en Région wallonne) [voir Fig EAU 1-4].
- (12) Celles-ci interviennent également au niveau de la minéralisation de l'azote et du phosphore organiques.
- (13) Flux = débits x concentrations.
- (14) Station située à la frontière entre la Région wallonne et les Pays-Bas.
- (15) Données non présentées dans le cadre de ce rapport.
- (16) Il ne faut cependant pas perdre de vue le caractère longitudinal du développement du phytoplancton fluvial. Un apport de nutriments à un point donné peut se traduire par une augmentation de la biomasse plus ou moins loin en aval (à des dizaines, voire des centaines de kilomètres) de la source de contamination (en fonction du débit).
- (17) Encore appelées «efflorescences algales» ou «bloom».
- (18) Les végétaux consomment aussi de l'oxygène 24 heures sur 24, l'assimilation chlorophyllienne ne libérant de l'oxygène que pendant le jour.
- (19) Le nombre de données pour ce paramètre n'est pas suffisant pour présenter une information représentative de l'ensemble du réseau hydrographique wallon.
- (20) Il faut signaler que la biomasse végétale sous forme de macrophytes peut-être importante dans certaines rivières eutrophisées sans que cela ne se traduise au niveau de la mesure de la chlorophylle *a*. Cette dernière ne concerne que le phytoplancton en suspension dans l'eau, celui-ci ne trouvant pas toujours les conditions propices à son développement dans certains types de rivières (à courant rapide p. ex.).
- (21) La transparence de l'eau est mesurée généralement à l'aide d'un disque de Secchi.
- (22) Il est préférable de se référer aux valeurs minimales du taux de saturation plutôt qu'aux valeurs moyennes, car la teneur en O₂ dissous peut varier fortement au cours d'une année (et même d'une journée) en fonction de différents facteurs (débits, température, activité biologique, charge organique...).
- (23) FAUVILLE, C., DESCY, J-P. & MSAAF, M. 2006. *Evaluation de la qualité biologique des rivières wallonnes sur base des indicateurs biologiques diatomés*. Rapport final de Convention MRW-DGRNE/FUNDP-URBO. 26 p + annexes.
- (24) Rapport en cours de finalisation.
- (25) L'ensemble du complexe représente 72 km de rives et 600 hectares de plan d'eau, chacun ayant une utilisation bien spécifique.
- (26) VERNIERS, G., SARMENTO, H., LEPORCQ, B., MAYENNE, T. & DESCY, J-P. 2004. *Schéma directeur intégré pour la préservation de la qualité de l'eau et la valorisation écologique des lacs de l'Eau d'Heure dans le cadre du développement touristique et économique du site*. IGRETEC - FUNDP (URBO/GIREA) - Ulg (Centre Environnement) – Projet cofinancé dans le cadre du Phasing out de l'Objectif 1 Hainaut par l'Union européenne (FEDER) et la Région wallonne (DGRNE). 173 p.
- (27) Stations de Soumoy (1 000 EH) et de Cerfontaine (5 000 EH).
- (28) La contribution des apports agricoles dans le lac de Féronval représenterait plus de deux tiers des apports totaux pour l'azote et plus d'un tiers pour le phosphore.
- (29) Le lac de la Plate Taille est principalement alimenté à partir de pompages effectués dans le lac de l'Eau d'Heure.
- (30) SARMENTO, H., LEPORCQ, B. & DESCY, J-P. 2007. *Etablissement d'une typologie et d'une classification écologique des réservoirs wallons pour répondre aux exigences de la directive-cadre 2000/60/CE. Synthèse bibliographique, collecte des données et interprétation des résultats*. Rapport de Convention MRW (DGRNE) – FUNDP (URBO). 48 p + annexes.
- (31) Voir l'Etat des nappes d'eau souterraine de la Wallonie : <http://mrw.wallonie.be/dgrme/de/eso/atlas/index.htm>
- (32) Décret du 27 mai 2004 relatif au Livre II du Code de l'Environnement et constituant le Code de l'Eau : article R.226.
- (33) Les calcaires et les grès subissent la même influence mais les formations du Dévonien (grès et calcaire karstique) présentent plus de contaminations locales que les calcaires carbonifères.
- (34) C'est d'ailleurs ce qui a justifié l'extension des zones vulnérables à l'ensemble du territoire situé au nord du sillon Sambre et Meuse.
- (35) La révision des zones vulnérables a été réalisée en tenant compte du niveau et de l'évolution des teneurs en nitrate dans les eaux souterraines mais également dans les eaux de surface.
- (36) Hors zone vulnérable également pour un certain nombre d'aquifères (calcaires et grès du Condroz, p. ex.)
- (37) Les données concernant la zone vulnérable de Comines-Warnton sont encore trop parcellaires pour réaliser une analyse pertinente de la situation.
- (38) Décret du 27 mai 2004 relatif au Livre II du Code de l'Environnement et constituant le Code de l'Eau : article R.188. La politique mise en place ne vise pas seulement à la protection des eaux souterraines mais aussi à combattre l'eutrophisation de la Mer du Nord.
- (39) La norme pour l'azote minéral est de 350 kg/ha de prairie et de 250 kg/ha de culture. La norme pour l'azote organique est de 115 kg/ha pour les cultures et de 230 kg/ha pour les prairies, avec l'obligation de ne pas dépasser en zone vulnérable une norme par exploitation de 170 kg/ha en moyenne [voir AGR].
- (40) On pourrait s'interroger sur l'efficacité réelle de cette mesure si elle n'est pas accompagnée d'un enherbement de la zone tampon permettant de piéger les éléments nutritifs (nitrate, phosphore).
- (41) Selon les estimations, ces rejets dispersés représenteraient environ 20 % des apports totaux d'azote dans les aquifères.
- (42) Cette évaluation est notamment réalisée à partir (i) d'extrapolations effectuées sur les résultats du *survey nitrate*, (ii) de la généralisation d'étude de cas (site expérimental de Bovenstier, étude MONICA pour les Sables bruxellois...) et (iii) de modèles intégrés (EPIC_grid, modèles mathématiques pour la nappe du Crétacé de Hesbaye...).
- (43) BATTLE AGUILAR, J., ORBAN, P. & BROUYERE, S. 2004. *Report on point by point statistical trend analysis and extrapolated time trends at test sites*. Project Aqua Terra, Deliverable TREND 2.4.
- (44) La Commission européenne a d'ailleurs rappelé à plusieurs reprises l'importance de prendre en compte le phosphore dans le cadre de l'application de la Directive «nitrates», qui vise également à lutter contre l'eutrophisation des eaux de surface.
- (45) Des discussions sont actuellement en cours au niveau européen en vue d'interdire progressivement la présence de phosphates dans les détergents (ou d'en limiter l'utilisation pour des applications spécifiques) dans le cadre de la procédure d'évaluation imposée par le règlement 648/2004/CE sur les détergents.
- (46) Le contrôle des reliquats azotés dans les sols est prévu dans le PGDA mais il n'est pas formalisé.