



Deuxièmes Plans de gestion

Document d'accompagnement

Guide méthodologique

Table des matières

DÉTERMINATION DES SITES DE RÉFÉRENCE	3
ÉTAPPE 1 : CRITÈRES DE SÉLECTION DES SITES EN MASSES D'EAU NATURELLES	4
ÉTAPPE 2 : ANALYSE DE RISQUE POUR LA ME	5
ÉTAPPE 3 : SITES DE RÉFÉRENCE ET RIVIÈRES WALLONNES	6
APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE POUR PRIORISER LES TRAVAUX DE RESTAURATION DE LA QUALITÉ HYDROMORPHOLOGIQUE DES COURS D'EAU	7
1 ^{ÈRE} APPROCHE : CLASSIFICATION DES MASSES D'EAU	7
2 ^{ÈME} APPROCHE : ATTEINTE DU BON ÉTAT ÉCOLOGIQUE	7
3 ^{ÈME} APPROCHE : LIBRE CIRCULATION DES POISSONS	8
NOTE COMPLÉMENTAIRE SUR L'EXERCICE D'INTERÉTALONNAGE DES ÉLÉMENTS BIOLOGIQUES.	9
PEGASE	17
PRÉAMBULE	17
DESCRIPTION	17
EPIC-GRID	19
GAP : CALCUL DES EFFORTS QUE DOIVENT FOURNIR LES PRINCIPAUX SECTEURS D'ACTIVITÉ POUR PERMETTRE L'ATTEINTE DU BON ÉTAT DES MASSES D'EAU DE SURFACE	21
PRÉAMBULE	21
LA QUANTIFICATION DU GAP	21
DÉFINITION	21
CALCUL DES GAPS BRUTS	21
CALCUL DES GAPS NETS	22
MISE EN ÉVIDENCE DES GAPS	22
GAPS NET (KG/J)	22
RÉPARTITION DU GAP	23
QUANTIFICATION DE L'EFFORT DE RÉDUCTION	23
RÉPARTITION DE L'EFFORT DE RÉDUCTION	23
La répartition proportionnelle aux émissions	23
La répartition proportionnelle à la réponse du milieu	24
Une répartition proportionnelle aux émissions et à la réponse du milieu	24

Détermination des sites de référence

Les conditions auxquelles doivent satisfaire les sites de référence sont résumées ci-dessous.

1. Caractéristiques des pressions anthropiques à considérer :
 - a. toute pression résultant d'activités humaines susceptibles d'affecter les conditions hydromorphologiques ou physico-chimiques sur les sites de référence doit être de faible intensité ou contrôlée de manière à ne causer que des perturbations mineures ou nulles ;
 - b. toute pression affectant la migration de la faune dans ou via le site ne peut avoir que des effets faiblement différents de ceux dus aux variations naturelles sur cette migration ;
 - c. des sites sujets à de plus grandes pressions humaines que celles décrites précédemment peuvent néanmoins être considérés comme sites de référence si les éléments biologiques considérés ne sont pas affectés par cette plus grande perturbation.
2. Pour intégrer un site dans le réseau de référence, les États membres doivent réaliser (à l'aide de méthodes standardisées et selon des procédures qui garantissent la qualité) :
 - a. un protocole de surveillance approprié de manière à identifier et à quantifier les pressions ;
 - b. un examen des données biologiques recueillies lors de la surveillance du site de manière à s'assurer qu'elles n'atteignent pas des seuils inférieurs à ceux attendus.
3. Le réseau de référence doit comporter un nombre suffisant de sites pour fournir des informations pertinentes quant aux valeurs de référence utilisées notamment dans le monitoring.
4. Si un État membre ne possède pas suffisamment de sites de référence sur son territoire, il peut utiliser les informations disponibles dans un État voisin pour peu que celui-ci possède des conditions comparables pour le type de masse d'eau concerné.
5. L'État membre doit réexaminer et, le cas échéant, réviser les conditions de référence lors de l'actualisation des données relatives aux caractéristiques des districts hydrographiques (prise en compte d'une meilleure information sur les pressions, compréhension scientifique des effets de l'activité humaine sur les éléments du diagnostic écologique, meilleure information quant aux changements à long terme de la qualité biologique sur les sites de référence, prise en compte de sites de référence supplémentaires).

L'ensemble des étapes suivies en Wallonie pour la sélection des sites de référence est détaillé ci-dessous ainsi que la répartition des sites de référence en fonction des différents types de cours d'eau.

Étape 1 : examen des sites du réseau de surveillance situés en masses d'eau naturelles et répondant aux critères de pression repris dans le tableau ci-dessous.

Étape 2 : parmi ces sites, sélection des sites qui se trouvent dans des masses d'eau qui ne sont pas à risque global (écologique et chimique, hors HAP et BMP).

Étape 3 : sélection des sites présentant les valeurs les plus élevées pour chaque indicateur, au sein de chaque type wallon.

Nota Bene:

- la sélection des sites de très haute qualité biologique et physico-chimique ne concerne que quelques masses d'eau du réseau ;
- pour les macroinvertébrés, au nord du sillon Sambre-et-Meuse, les valeurs de référence et les sites de référence ont été décrits à partir de données historiques (VANDEN BOSSCHE *et al.*, à paraître).

Étape 1 : Critères de sélection des sites en masses d'eau naturelles

Les paramètres pris en considération dans une première approche, concernent l'occupation du sol, les sources de pollution potentielles, les caractéristiques de la zone rivulaire, les altérations hydromorphologiques, les pressions biologiques (les espèces invasives par exemple), les activités humaines,...

Les valeurs et les critères considérés pour ces différents paramètres sont repris succinctement dans le tableau ci-dessous.

Paramètres de pression anthropique considérés	Valeurs et critères proposés en Wallonie
1. Occupation du sol dans le bassin versant amont	
<ul style="list-style-type: none">Zones urbanisées et industrielles, voies de communication, carrières...	<ul style="list-style-type: none">< 4 % du bassin versant au sud du sillon Sambre-et-Meuse ;entre 3 et 5 % au nord du sillon Sambre-et-Meuse.
<ul style="list-style-type: none">Zones agricoles intensives :	<ul style="list-style-type: none">< 20 % du bassin versant au sud du sillon Sambre-et-Meuse ;entre 20 et 50 % au nord du sillon Sambre et Meuse si absence d'érosion significative.
<ul style="list-style-type: none">Zones forestières composées d'essences non indigènes (résineux principalement)	Impact considéré uniquement en cas d'acidification avérée du cours d'eau.
2. Densité de bovins dans le bassin versant amont	
	< 1,5 UGB/ha/totalité du bassin versant amont.
3. Présence et fonctionnalité de la bande riveraine	
<ul style="list-style-type: none">Présence d'une végétation riveraine naturelle	Sur plus de 50 % du site de référence et sur 6 m de largeur au minimum
<ul style="list-style-type: none">Continuité latérale entre la rivière et la zone rivulaire	Continuité latérale pas ou peu interrompue
4. Pressions hydromorphologiques	
<ul style="list-style-type: none">Le taux d'altération morphologique direct (structures artificielles pour les berges et le lit, profil des berges, connectivité latérale) doit être compatible avec les capacités d'adaptation de l'écosystème et recouvrir un taux de biodiversité et de qualité de fonctionnement écologique équivalent à des masses d'eau non modifiées (masses d'eau naturelles). <p>A l'échelle de la masse d'eau, les paramètres relatifs à la sinuosité, aux caractéristiques des berges, aux connexions avec les masses d'eau souterraine, aux flux hydrauliques ou à la qualité des bandes riveraines ne doivent pas être altérés de manière significative.</p>	Caractéristiques des masses d'eau naturelles avec un indice hydromorphologique (méthode QUALPHY) supérieur à 40 à l'échelle de la masse d'eau ou du tronçon inventorié.

Paramètres de pression anthropique considérés	Valeurs et critères proposés en Wallonie
<ul style="list-style-type: none"> En ce qui concerne le cas particulier de la continuité longitudinale du cours d'eau celle-ci ne doit pas présenter d'obstacles très importants à la libre circulation de la faune piscicole et ce sur des tronçons de : <ul style="list-style-type: none"> 1 km pour les ruisseaux et petites rivières (taille du bassin versant <100 km²) 5 km pour les rivières de taille moyenne à grande (taille du bassin versant comprise entre 100 et 1000 km²) 10 km pour les grandes et très grandes rivières (taille du bassin versant > 1000 km²) Par rapport au phénomène de colmatage : les sites de référence ne doivent pas présenter de phénomènes de colmatage excessif et doivent conserver leurs substrats naturels. 	Descriptif hydromorphologique
5. Pressions biologiques	
Espèces invasives : la présence d'espèces invasives ne doit pas altérer le développement des espèces indigènes.	Avis d'expert et cotes d'indices.
6. Pêche et aquaculture	
Les activités de pisciculture doivent rester compatibles avec la maintenance de la structure, de la richesse et de la fonctionnalité de l'écosystème.	Absence de pisciculture en connexion directe avec la rivière sur le site de référence.
7. Qualité physico-chimique des eaux	
<ul style="list-style-type: none"> Source de pollution directe pour les éléments déterminants de la qualité physico-chimique des eaux : celles-ci ne doivent pas avoir d'effet significatif sur le développement de la faune et de la flore locales. Ces conditions sont généralement rencontrées dans les régions peu industrialisées. Polluants synthétiques : les substances dangereuses des annexes IX et X de la Directive -Cadre ne doivent pas atteindre des concentrations supérieures aux normes définies par la Wallonie et ne doivent en aucun cas engendrer de perturbation des éléments biologiques. 	<p>Normes de qualité définies par le SEQ-eau ou par l'AGW du 12/09/2002.</p> <p>Normes définies par l'AGW du 12/09/2002. Si deux substances dangereuses dépassent les normes admissibles, le site ne peut être considéré comme site de référence</p>

Tableau 1 : Paramètres de pression anthropique et application en Wallonie

Étape 2 : Analyse de risque pour la ME

Les sites sélectionnés sur base de ces critères relatifs à la pression anthropique sont ensuite confrontés à l'analyse de risque menée chaque année pour établir l'état des lieux des masses d'eau de surface. Ont ainsi été sélectionnés 87 sites parmi lesquels, pour chaque indicateur biologique, les sites présentant les valeurs les plus élevées ont été sélectionnés sur base de l'analyse de risque de l'année 2008 actualisée en 2011.

Étape 3 : Sites de référence et rivières wallonnes

L'application de ces différents critères de sélection aux cours d'eau wallons et en particulier, aux sites prospectés dans le réseau de surveillance actuel, montre que les cours d'eau du nord du sillon Sambre-et-Meuse ne répondent généralement pas aux conditions de référence. C'est pourquoi il a été nécessaire de faire appel à des échantillons historiques collectés en 1942.

Le réseau de référence compte 87 sites qui couvrent 69 masses d'eau qui représentant 14 des 25 types de cours d'eau définis en Wallonie (voir tableau ci-dessous). La totalité des types de cours d'eau wallons n'est donc pas couverte par le réseau de référence mais celui-ci satisfait néanmoins la CE car il couvre la totalité des types de cours d'eau européens du groupe géographique « Central-Baltic » (RC1 à RC6). Ces sites sont répartis sur 64 cours d'eau wallons appartenant à 10 sous-bassins différents. Les sous-bassins de la Lesse, de la Semois et de l'Ourthe y sont particulièrement bien représentés. Pour les ruisseaux et rivières de la zone limoneuse, les sites de référence ont été sélectionnés sur base de données historiques comme nous l'avons vu ci-dessus. 12 sites (parcourus en 1942) sélectionnés notamment sur base des pressions anthropiques s'ajoutent au réseau actuel.

Typologie de masses d'eau de surface	Nombre de sites de référence
Ruisseau ardennais à pente forte	43
Ruisseau ardennais à pente moyenne	6
Rivière ardennaise à pente forte	2
Rivière ardennaise à pente moyenne	7
Grande rivière ardennaise à pente moyenne	1
Ruisseau condruzien à pente moyenne	1
Ruisseau condruzien à pente forte	3
Grande rivière condruzienne à pente moyenne	1
Ruisseau famennien à pente forte	2
Ruisseau famennien à pente moyenne	5
Grande rivière famennienne à pente moyenne	1
Rivière famennienne à pente moyenne	4
Ruisseau lorrain à pente forte	7
Ruisseau fagnard à pente forte	4

Tableau 2 : Types de masses d'eau de surface et nombre de sites de référence non historiques pour les cours d'eau wallons

Approche méthodologique pour prioriser les travaux de restauration de la qualité hydromorphologique des cours d'eau

1^{ère} approche : classification des masses d'eau

La classification des masses d'eau selon leur caractère naturel, artificiel ou fortement modifié a fait l'objet d'une analyse conforme aux documents d'accompagnement¹ de la Directive-cadre sur l'Eau. Lors de cette analyse, il est apparu nécessaire de réaliser des travaux de restauration hydromorphologique (portant sur un ou plusieurs des caractères énoncés ci-dessus). Ces travaux de restauration auront pour but de conférer à ces masses d'eau, le caractère naturel tel que requis dans la Directive-cadre sur l'Eau.

2^{ème} approche : atteinte du bon état écologique

L'analyse de la qualité biologique des masses d'eau montre qu'un certain nombre d'entre elles n'atteignent pas le bon état alors que la qualité physico-chimique des eaux y est bonne ou très bonne. Des altérations hydromorphologiques pourraient expliquer cette situation. Suite à ce constat, un premier travail a été mené afin d'identifier les masses d'eau qui, moyennant des restaurations hydromorphologiques, pourront tendre vers un bon état écologique dans un avenir plus ou moins proche (2021, 2027).

Ces restaurations hydromorphologiques concernent tous les paramètres qui soutiennent la qualité biologique comme la libre circulation du poisson et des sédiments, la qualité des berges et de la ripisylve, la restauration d'anciens lits...

Outre ces critères, la connaissance des débits écologiques minima constitue par ailleurs un atout important dans le maintien de la qualité biologique des cours d'eau ou des plans d'eau et sera l'une des préoccupations majeures de la Commission européenne pour les prochaines années. Les moyens d'établir ces débits minima en rapport avec le bon fonctionnement des écosystèmes n'ont pas été définis par la Commission européenne mais les États membres ont pour consigne d'y veiller et d'instaurer des mesures de gestion appropriées s'il est prouvé que l'absence de débits minima ne permet pas d'atteindre les objectifs environnementaux pour une masse d'eau donnée. Cette question des débits écologiques minima doit être examinée non seulement en ce qui concerne le rapport entre les masses d'eau souterraines et les masses d'eau de surface (perturbations du cycle hydrologique par les captages à usage domestique) mais aussi dans la recherche de débits réservés suite aux prélèvements réalisés en regard des usages pour l'agriculture, l'industrie ou l'utilisation de l'énergie hydraulique.

À ce titre, l'installation croissante des centrales hydroélectriques sur les cours d'eau (en rapport avec la production d'énergie verte) devrait faire l'objet de conditions sectorielles appropriées prenant en compte toutes les fonctions écosystémiques des cours d'eau, en ce compris la libre circulation et la pérennité des communautés piscicoles sensibles aux variations de débits.

¹ Document d'orientation – *Guidance document n°4 « Identification and designation of heavily modified and artificial water »*

En Wallonie, l'indice global hydromorphologique rend compte des perturbations apportées aux masses d'eau pour ce type de paramètres. Des études sont actuellement en cours pour établir les « débits réservés » minima. Actuellement le principe de précaution est déjà intégré dans les permis d'environnement octroyés.

3^{ème} approche : libre circulation des poissons

« Depuis 1997, en application de la Décision Benelux M (96)5 sur la libre circulation du poisson, un inventaire des obstacles à la libre circulation du poisson a été réalisé. Parallèlement à cette Décision, la Directive Habitats impose aux États membres de prendre toutes les mesures conservatoires appropriées pour assurer notamment le bon état de conservation des populations d'espèces comme l'ombre et le barbeau. Certaines mesures relatives au « Règlement Anguilles » ou au programme de restauration des populations de saumons sont aussi prises en compte. »

Les engagements pris par la Wallonie en regard de ces obligations européennes ont donc amené les gestionnaires à déterminer des axes migratoires prioritaires destinés à satisfaire les exigences écologiques des espèces cibles comme l'anguille européenne, le saumon atlantique, l'ombre et le barbeau.

Les masses d'eau concernées par ces axes migratoires font dès lors partie des masses d'eau à restaurer à la faveur des plans de gestion futurs.

Note complémentaire sur l'exercice d'interétalonnage des éléments biologiques.

DEMNA – C. Keulen & P. Gérard

Les éléments biologiques jouent un rôle prépondérant dans le diagnostic écologique des masses d'eau comme en attestent le texte de la Directive Cadre sur l'Eau et les organigrammes décisionnels repris dans la note au Gouvernement wallon.

Rappelons que chaque EM est libre de choisir et d'appliquer une méthode donnée pour évaluer la qualité de l'eau au travers de chaque indicateur biologique, pour peu que cette méthode réponde aux exigences de la DCE pour l'obtention des résultats requis. Dès lors, afin d'assurer la comparabilité des résultats des contrôles biologiques entre les États membres, une procédure a été prévue et figure au texte de la Directive Cadre (section 4.1.1 de l'Annexe 5) : il s'agit de l'interétalonnage des résultats et des systèmes de classification.

L'exercice d'interétalonnage est l'une des actions réalisée par le Groupe de travail A « Working Group A - ECOSTAT (ECOLOGICAL STATus) » qui constitue l'un des groupes permanents de la CIS (Commun Implementation Strategy), véritable forum de coopération et de coordination informelles entre les EM et la CE, piloté par les Directeurs de l'Eau.

Les travaux du groupe de travail ECOSTAT ont été accompagnés par des membres du « Joint Research Centre (JRC) » de la CE basé à Ispra (Italie). Chaque Etat membre a été convié à désigner des experts nationaux pour participer à ce groupe. Pour la Belgique, trois représentants ont été désignés, respectivement pour l'Etat fédéral (pour les eaux marines), pour la Région Flamande et la Région Wallonne. En Région Wallonne, c'est le SPW (DEMNA) représenté par M. Pierre Gérard (puis par M. Christine Keulen) qui a rempli cette mission.

Les objectifs de travail du Groupe ECOSTAT se déclinent sous forme d'actions, toutes liées à l'établissement du diagnostic écologique des masses d'eau. Le bilan de ces actions est présenté régulièrement aux réunions des Directeurs de l'Eau.

Parmi les actions réalisées depuis 2003, on notera :

- la rédaction de documents de guidance en vue de réaliser le diagnostic écologique des masses d'eau ;
- les interactions avec le Centre Européen de Normalisation pour la mise en place de normes CEN relatives aux méthodes d'échantillonnage et d'analyse compatibles avec les exigences de la Directive Cadre sur l'Eau (et ce, en ce qui concerne les différents éléments biologiques et les paramètres hydromorphologiques) ;
- l'examen des méthodes utilisées par les États membres pour caractériser les masses d'eau sur base de chaque indicateur biologique (ceci s'avérait indispensable depuis le début du cycle de surveillance, en 2007) ;
- l'harmonisation des normes de qualité adoptées par chacun des États Membres pour les différents indicateurs biologiques, au travers d'un exercice d'interétalonnage et ce, quelle que soit la méthode utilisée par les États.

Cet exercice d'interétalonnage, commencé dès 2004, a pour but principal d'harmoniser les **limites du bon et du très bon états** utilisées pour chacun des éléments biologiques suivants : phytoplancton, phytobenthos, macroinvertébrés benthiques, macrophytes et poissons. Il convient en effet de s'assurer que les différentes méthodes utilisées par les Etat membres rendent compte de manière pertinente des altérations subies par l'écosystème mais aussi, que les classes de qualité (définies pour les différents éléments) correspondent à des niveaux comparables d'altération. Il va de soi que l'enjeu principal de cette analyse est la limite du bon état.

Ces comparaisons ont été réalisées en distinguant, pour l'ensemble des rivières et lacs européens, 14 groupes géographiques distincts présentant les mêmes types de masses d'eau au sein de différentes régions ou sous régions. La Wallonie, tout comme les bassins entiers de l'Escaut et de la Meuse, sont concernés par le seul groupe « *Central European & Baltic* » (en abrégé : RC). Le groupe RC est très vaste ; il inclut une vingtaine de (parties de) pays, de l'Espagne à l'Estonie et de l'Irlande à la Pologne.

Au sein de ce groupe, et pour les seuls besoins de l'exercice d'interétalonnage, les cours d'eau et les lacs ont été répartis en différentes catégories suivant des critères hydromorphologiques ou physico-chimiques. Les cours d'eau wallons ont ainsi été rapprochés de 5 des 6 grands types de cours d'eau européens (RC1 à RC6) que compte le Groupe Géographique d'Interétalonnage « *Central Baltic* ».

Type	Caractéristique de la rivière	Superficie du bassin versant	Altitude & géomorphologie	Alcalinité (meq/l)
RC1	Petite, plaine, sable siliceux	10-100	Plaine, dominée par un substrat sablonneux, 3-8 m de large	> 0,4
RC3	Petite, altitude moyenne, siliceuse	10-100	Altitude moyenne, rochers, 2-10 m de large	< 0,4
RC4	Moyenne, plaine, mixte	100-1000	Plaine, substrats sablonneux ou de graviers ; 8-25 m de large	> 0,4
RC5	Grande, plaine, mixte	1000-10000	Plaine, zone à barbeau, largeur > 25 m	> 0,4
RC6	Petite, plaine, calcaire	10-100	Plaine, substrat de gravier, 3-10 m de large	> 2,0

La correspondance entre la typologie wallonne des cours d'eau et cette typologie utilisée pour l'interétalonnage européen figure dans l'AGW.

La Wallonie n'a pas participé à l'exercice d'interétalonnage pour les lacs car elle possède seulement des « réservoirs de barrage » et non des lacs naturels ou des lacs artificiels pouvant se rapprocher de ceux-ci.

Suivant les éléments biologiques, l'exercice d'interétalonnage a traité séparément ou ensemble les cours d'eau appartenant à ces différents types européens présents en Wallonie. Ainsi, pour les macrophytes et les macroinvertébrés, l'exercice d'interétalonnage a été propre à chaque type de cours d'eau. Par contre, pour les diatomées, tous les types ont été considérés en commun (et ce, sur base d'une expertise préalable). Pour les poissons, l'exercice d'interétalonnage a par contre considéré deux groupes distincts au sein de la zone correspondant au *Central Baltic* : « lowlands » (altitude < 300 mètres) et « midlands » (altitude > 300 mètres).

Les normes de qualité utilisées par les différents États membres sont définies par rapport à des valeurs de référence pour chacun des indicateurs utilisés. Ces valeurs de référence sont généralement obtenues dans des cours d'eau qui présentent des conditions proches de l'état naturel et peu soumises aux altérations induites par les activités humaines. Les sites échantillonnés à cet effet doivent donc non seulement être caractérisés par des valeurs indicielles élevées pour l'indicateur biologique concerné mais aussi, satisfaire à toute une série de critères ayant trait à la qualité physico-chimique des eaux, à l'occupation du sol dans le bassin versant, aux densités de populations ou de cheptel en pâture...

Ces critères sont analysés avec attention par les groupes d'interétalonnage.

Le processus à suivre pour établir les valeurs de référence et en dériver les limites de classes de qualité a été décrit dans des manuels de guidance rédigés et adoptés au sein du groupe ECOSTAT par les représentants des États membres. Cette démarche est illustrée en annexe à la présente note en prenant l'exemple des macroinvertébrés. Nous la résumerons ci-dessous.

Chaque État membre est appelé à fournir un jeu de données (sous forme d'un tableau excel standardisé). Ce tableau comprend les données indicielles et taxonomiques relatives aux inventaires faunistiques ou floristiques issus d'un ensemble de sites à raison de minimum 6 échantillons issus de sites de référence et d'échantillons de chacune des classes de qualité (en proportions égales mais avec un minimum de 4 échantillons/classe). Ce tableau Excel comprend en outre une série de données relatives aux altérations présentes sur les sites d'échantillonnage (physico-chimie, chimie, occupation du bassin versant, hydromorphologie...). L'examen de ces données, en regard des cotes indicielles, permet notamment aux experts de s'assurer que l'indice utilisé réagit bien aux altérations environnementales.

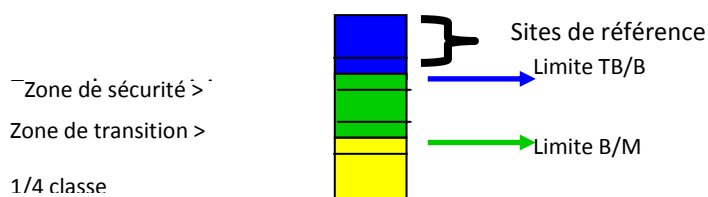
La valeur de référence pour un élément biologique donné est issue de la valeur médiane des échantillons de référence reconnus comme tels par le groupe d'interétalonnage. La limite du très bon état est donnée par le percentile 5 des sites de référence. Ensuite les autres limites de classes (dont celle de la limite du bon état/ état moyen) sont déduites en divisant le reste de l'échelle par 4. Quelques latitudes sont néanmoins données de manière à arrondir (vers le haut) les limites de classes (notamment pour les indices à valeurs discontinues, comme l'IBGN, utilisé pour les macroinvertébrés ou l'IBIP, utilisé pour les poissons).

Comme les méthodes et les valeurs d'indices diffèrent d'un EM à l'autre, la DCE impose de transcrire les limites de classes et les valeurs de référence en termes de « *Ratios de Qualité Écologique* » (en abrégé RQE). Il s'agit du quotient de la valeur observée de l'indice sur la valeur de référence. C'est sous cette forme que la CE publie officiellement les limites du très bon et du bon états, pour les divers EM et les différents types de cours d'eau.

Néanmoins, cette expression sous forme de « *Ratios de Qualité Écologique* » ne permet pas encore de comparer entre elles les méthodes et les résultats qu'elles engendrent. Trois techniques différentes sont alors proposées aux États membres pour comparer leurs limites de classes. La plus couramment utilisée et privilégiée consiste à adopter une métrique commune qui réponde aux exigences de la DCE et à exprimer les résultats dans cette métrique commune. Cette métrique est soit un indice existant utilisé par un des États membres (cas de l'IBMR pour les macrophytes), soit une métrique mise au point spécialement pour l'exercice d'interétalonnage.

Les données fournies par les EM (dans leur propre système de classification) sont alors confrontées à celles exprimées (à partir du même jeu de données) dans la métrique d'Intercalibration commune. Si les résultats montrent une corrélation satisfaisante (régression linéaire avec un coefficient de corrélation $R^2 > 0.5$), la méthode utilisée par l'État membre est acceptée (diagramme 1a en annexe)

Si les méthodes sont acceptées, les limites de classes TB / B et B / M, exprimées sous forme de RQE de la métrique d'Intercalibration commune sont alors comparées entre États membres. Une certaine « zone de sécurité » est délimitée autour des limites de classes sous forme d'une bande d'harmonisation. Celle-ci a une largeur équivalente à $\frac{1}{4}$ classe de RQE (soit 0.0.5) et est positionnée de manière symétrique autour de la limite de classe.



Les limites de classes proposées sont acceptées si elles se situent dans la bande d'harmonisation. Si elles sont au-dessus, l'État membre peut revoir sa limite de classe à la baisse (mais ceci n'est pas obligatoire) ; par contre, si elles se situent sous la bande d'harmonisation, l'EM est appelé à remonter les limites de classe proposées initialement, de manière à rentrer dans la bande d'harmonisation (voir tableaux 1a et 2a et diagrammes 2a et 3a, en annexe).

Tous les calculs sont réalisés par les experts des États membres dans des groupes de travail définis pour chacun des indicateurs au sein des différents Groupes Géographiques d'Interétalonnage. Les rapports des différents groupes sont ensuite transmis et approuvés par le Groupe de Travail ECOSTAT.

Dans un premier temps, l'exercice d'interétalonnage s'est intéressé aux masses d'eau naturelles mais aussi aux masses d'eau fortement modifiées ou artificielles si celles-ci pouvaient se rapprocher (suite aux altérations morphologiques subies) d'une masse d'eau naturelle existante.

Pour la Région wallonne, l'exercice d'interétalonnage s'est basé sur les travaux du DEMNA, appuyé par des conventions avec les FUNDP de Namur pour les éléments macroinvertébrés et phytobenthos (voir pages 12 à 21 de la note au GW). Des experts du DEMNA ont ainsi apporté leur contribution aux divers groupes de travail.

L'exercice d'interétalonnage a été divisé en trois phases. Les deux premières phases concernent l'harmonisation pour les rivières et lacs naturels, la troisième l'intercalibration des masses d'eau fortement modifiées.

Pour des raisons techniques, liées à l'état d'avancement différent des travaux d'un groupe géographique à l'autre ou d'un élément donné à un autre, le calendrier de ces phases a été décalé.

Ainsi, une première phase d'exercice d'interétalonnage s'est terminée en 2008 pour le phytoplancton, le phytobenthos et les macroinvertébrés benthiques. Elle a fait l'objet d'une publication officielle dans le Journal officiel de l'Union européenne du 30/10/2008. Suite à cette publication, la DG-Environnement a néanmoins souhaité revoir certaines données, notamment celles qui ont trait aux conditions de référence pour le phytobenthos et les macroinvertébrés. Après cet exercice, les valeurs proposées pour la Région wallonne sont restées en accord avec la décision de 2008. Les premières et deuxièmes phases de l'exercice se sont enchaînées sans donner lieu, à ce jour, à une publication officielle pour les éléments macrophytes et poissons.

L'ensemble de l'exercice d'interétalonnage des masses d'eau naturelles doit se terminer en décembre 2011 pour tous les éléments biologiques, au sein de tous les groupes géographiques et fera l'objet d'une publication, début 2012, dans le Journal officiel de l'Union européenne. Il n'en reste pas moins que cet exercice d'interétalonnage est dès à présent considéré comme terminé par le groupe ECOSTAT en ce qui concerne le groupe géographique « *Central Baltic* ».

Les normes de qualité pour tous les éléments biologiques dans les masses d'eau naturelles en Wallonie sont donc en principe, dès à présent, agréées par la DG-Environnement et harmonisées avec celle des Etats Membres présentant les mêmes types de cours d'eau.

Quant aux masses d'eau fortement modifiées et artificielles, elles feront l'objet d'un exercice interétalonnage en 2012 mais tous les Etats Membres ont déjà établi leurs normes. En Wallonie, le DEMNA dispose de données et d'études qui appuient l'établissement des normes proposées pour les éléments jugés pertinents pour ces masses d'eau, à savoir : le phytobenthos, les macroinvertébrés benthiques et les poissons (voir note au GW).

Pour le phytobenthos, peu affecté par les altérations hydromorphologiques, les mêmes limites de classes et les mêmes valeurs de référence que pour les masses d'eau naturelles ont été proposées. Certaines données issues de masses d'eau fortement modifiées avaient d'ailleurs déjà été prises en compte dans l'exercice d'interétalonnage et ce, pour les différents Etats membres.

Pour les macroinvertébrés benthiques, les travaux de J.P Vanden Bossche (DEMNA) & d'Usseglio-Polatera (Université de Metz) ont été pris en compte. Un Indice Biologique Global Adapté aux rivières canalisées et grands cours d'eau a été mis en œuvre (l'IBGA). Les valeurs de limites de classe proposées sont proches pour tous les pays riverains de la Meuse, comme le montrent les travaux réalisés au sein de la Commission de la Meuse, sur la totalité du cours du fleuve.

Pour les poissons, les valeurs proposées l'ont été sur avis d'experts. Des travaux communs aux différents EM riverains sont en cours actuellement pour cet indicateur au sein du groupe de travail « poissons » de la Commission de l'Escaut.

Les tableaux ci-dessous reprennent les résultats de l'exercice d'interétalonnage pour les différents éléments biologiques dans les masses d'eau naturelles du groupe « *Central Baltic* ».

EM	RQE_EM	RQE_EM	RQE_ICMi	RQE_ICMi	Harmonisation à réaliser ?
	TB/B	B/M	TB/B	B/M	
bande			0.93	0.76	
Bande référence			0.95	0.79	
AT	0.80	0.60	0.93	0.72	Non
BE-W	0.97	0.74	0.95	0.73	Non
DE	0.80	0.60	0.93	0.82	Non
ES	0.93	0.70	0.90	0.79	Non
FR	0.94	0.80	0.88	0.78	Non
UK	0.97	0.86	0.92	0.74	Non
IT	0.96	0.72	0.96	0.72	Non
LU	0.96	0.72	0.95	0.74	Non
IE	0.85	0.75	0.93	0.82	Non
NL	0.80	0.60	0.93	0.77	Non
BE-F	0.90	0.70	0.94	0.72	Oui
DK	1.00	0.71	1.00	0.76	Non
LT	0.95	0.74	0.93	0.82	Non
PL	0.89	0.68	0.88	0.71	Non
SE	0.80	0.60	1.03	0.92	Non
CZ	0.80	0.60	0.93	0.82	Non
EE	0.92	0.77	0.91	0.70	Oui

Tableau 3: Bilan de l'exercice d'interétalonnage pour les macroinvertébrés pour tous les types de cours d'eau. Les limites de classes sont exprimées en termes de RQE dans la méthode des EM et dans la métrique commune d'interétalonnage.

MS	Calcul	Limite de classes en terme d'ICM	
		H/G	G/M
AT	Yes	0.92	0.71
BE-FL	No	1	0.82
BE-WA	Yes	1.011	0.76
DE	Yes	0.93	0.75
EE	no	0.995	0.811
ES	yes	1.001	0.76
FR	yes	0.88474	0.7579
IE	yes	0.91	0.84
IT	no	0.84	0.65
LU	no	0.889017	0.6712
NL	no	0.9	0.68
PL	yes	0.7892	0.638
SE	yes	0.88	0.7
UK	Yes	0.882936	0.7191
CB GIG	Mean	0.912	0.735
	Median	0.910	0.740

Tableau 4 : Bilan de l'exercice d'interétalonnage pour les diatomées pour tous les types de cours d'eau. Les limites de classe pour l'état bon/moyen exprimé en RQE de la métrique commune pour tous les types de cours d'eau confondus

Method_country	CI agree before	CI agree after
BF_IBI_index vs. BW_IBIP_index	0.967	0.926
BF_IBI_index vs. DE_FIBs_index	1.031	0.895
BF_IBI_index vs. FR_FBI_index	0.861	0.770
BF_IBI_index vs. LT_LFI_index	0.681	0.661
BF_IBI_index vs. NL_index	0.752	0.649
BW_IBIP_index vs. BF_IBI_index	0.652	0.664
BW_IBIP_index vs. DE_FIBs_index	0.929	0.929
BW_IBIP_index vs. FR_FBI_index	0.757	0.738
BW_IBIP_index vs. LT_LFI_index	0.510	0.508
BW_IBIP_index vs. NL_index	0.756	0.733
DE_FIBs_index vs. BF_IBI_index	0.643	0.533
DE_FIBs_index vs. BW_IBIP_index	0.838	0.838
DE_FIBs_index vs. FR_FBI_index	0.748	0.688
DE_FIBs_index vs. LT_LFI_index	0.701	0.675
DE_FIBs_index vs. NL_index	0.593	0.630
FR_FBI_index vs. BF_IBI_index	0.659	0.591
FR_FBI_index vs. BW_IBIP_index	0.831	0.810
FR_FBI_index vs. DE_FIBs_index	0.947	0.889
FR_FBI_index vs. LT_LFI_index	0.509	0.493
FR_FBI_index vs. NL_index	0.761	0.712
LT_LFI_index vs. BF_IBI_index	0.573	0.573
LT_LFI_index vs. BW_IBIP_index	0.635	0.631
LT_LFI_index vs. DE_FIBs_index	0.938	0.911
LT_LFI_index vs. FR_FBI_index	0.578	0.559
LT_LFI_index vs. NL_index	0.703	0.666
NL_index vs. BF_IBI_index	0.648	0.556
NL_index vs. BW_IBIP_index	0.840	0.839
NL_index vs. DE_FIBs_index	0.770	0.822
NL_index vs. FR_FBI_index	0.806	0.774
NL_index vs. LT_LFI_index	0.682	0.646
Mean	0.743	0.710

Tableau 5 : Bilan de l'exercice d'interétalonnage pour l'indicateur poissons. Les limites de classes de l'état bon/moyen pour le groupe Lowlands-Midlands sont exprimées dans la métrique commune avant et après harmonisation

EM	RQE B/M (IBMR)
AT	0.625
DE	0.555
FR	0.654
PL	0.684
UK	0.600
BE(WL)	0.607

Tableau 6 : Bilan de l'exercice d'interétalonnage pour l'indicateur macrophytes limites de classes harmonisées (en rose valeurs modifiées) pour les cours d'eau de type RC3. Les limites de classes Bon / Moyen sont exprimées dans la métrique commune

ANNEXE

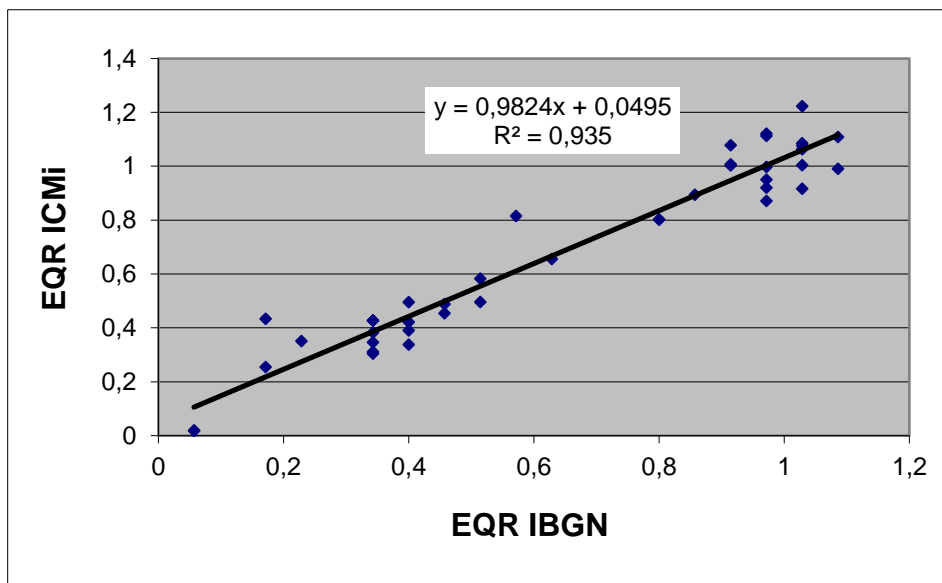


Diagramme 1a : exemple de corrélation entre l'IBGN (métrique wallonne) et la métrique d'Interétalonnage. Cas des cours d'eau RC5 pour l'indicateur macroinvertébrés

Limites de classes pour les cours d'eau R-C5				
	Etat	IBGN cotes	RQE IBGN	Calculs des limites
	area out of data set	20		Centile 0,05
	High	19 18 17	0,970	
	Good	16 15 14	0,740	=EQR REF * 0,75
		Moderate	12 11 10 9	0,530
	Poor	8 7 6	0,290	=EQR REF * 0,25
		Bad		

Tableau 2a : calcul des limites de classes pour l'indicateur macroinvertébrés dans les cours d'eau de type RC5

La bande d'harmonisation apparaît en jaune clair. Les EM apparaissant à la gauche de la ligne rouge ont été pris en compte pour le calcul de la limite de classe du groupe d'Interétalonnage. La Wallonie se situe dans la partie inférieure de la bande d'harmonisation.

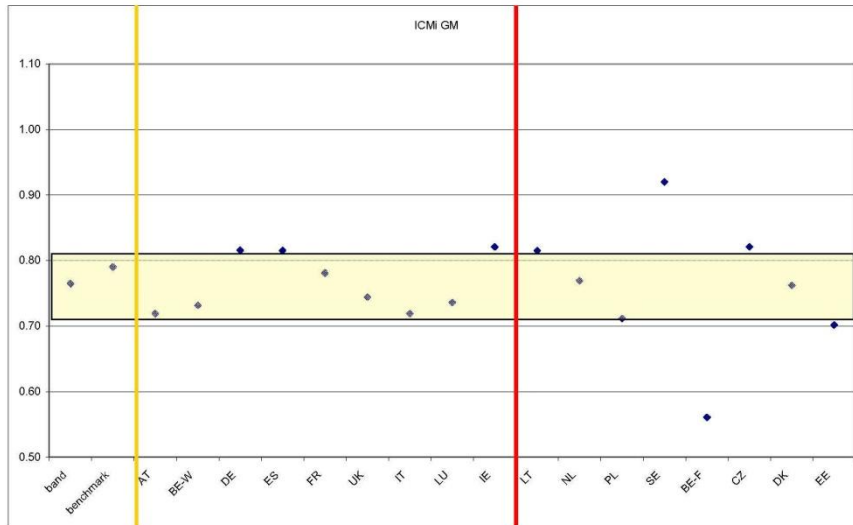


Figure 2.1.6: Results of the 'all types combined' comparison showing MS EQR_ICMi values for the G/M boundary. 'Band' represents the GIG/G/M boundary value. MS to the left of the red line contributed to the calculation of the GIG boundary. MS to the right of the red line did not contribute to the GIG boundary. The yellow 'harmonisation band' represents +/- 0.05 of the ICMi_EQR scale around the GIG boundary value.

Diagramme 2a. : Résultats de la comparaison des valeurs des RQE pour la limite des états bon/moyen exprimées pour la métrique commune, avant harmonisation.

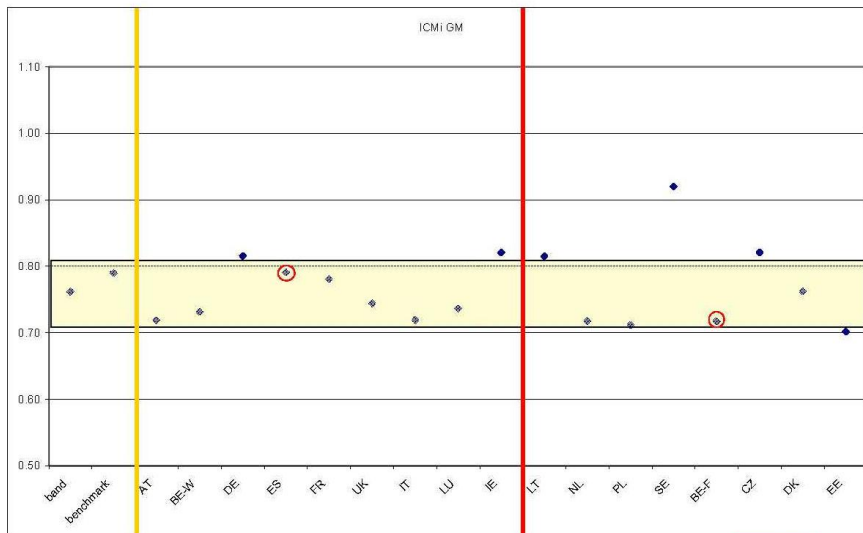


Figure 2.1.9: MS EQR_ICMi values for the G/M boundary following the incorporation of changes (red circles) made during the harmonisation stage of the Intercalibration exercise (cf. Annex 2.1.4 for full details of boundary changes).

Diagramme 3a : Résultats de la comparaison des valeurs des RQE pour la limite des états bon/moyen, exprimées pour la métrique commune, après harmonisation.

La bande d'harmonisation apparaît en jaune clair. Les valeurs entourées d'un cercle ont été modifiées suite à l'exercice.

PEGASE

Préambule

PEGASE est un outil de simulation de qualité de cours d'eau initialement développé pour la Région Wallonne.

Il a été développé par 3 universités belges francophones (ULG-Aquapôle, pour la partie modélisation, FUNDP-URBO, pour la problématique de l'eutrophisation et de la production primaire, et ULB-STEP pour la problématique de l'estimation des rejets urbains et industriels) afin d'orienter les choix en matière de gestion des eaux de surface par le calcul prévisionnel de la qualité des eaux en fonction des apports et rejets polluants, et des conditions hydrologiques.

Il est actuellement géré par l'équipe R&D de l'Aquapôle.

Description

Le modèle PEGASE s'articule sur différents modules qui vont traiter l'ensemble des données d'entrée qui lui sont fournies.

Les données d'entrée nécessaires à PEGASE correspondent à de l'information descriptive telle que des:

Données « fonds de carte » (occupation du sol, modèle numérique de terrain, ...);

Données hydrométéorologiques (débits, insolation, ...);

Inventaires de rejets (urbains, industriels, STEPs, ...);

Ainsi que le réseau hydrographique explicitement représenté par la modélisation.

Actuellement, le réseau hydrographique simulé pour la Wallonie (figure 2) reprend près de 1000 rivières pour un peu moins de 9000 km de linéaire (reprenant au minimum l'ensemble des masses d'eau de surface de la Wallonie).

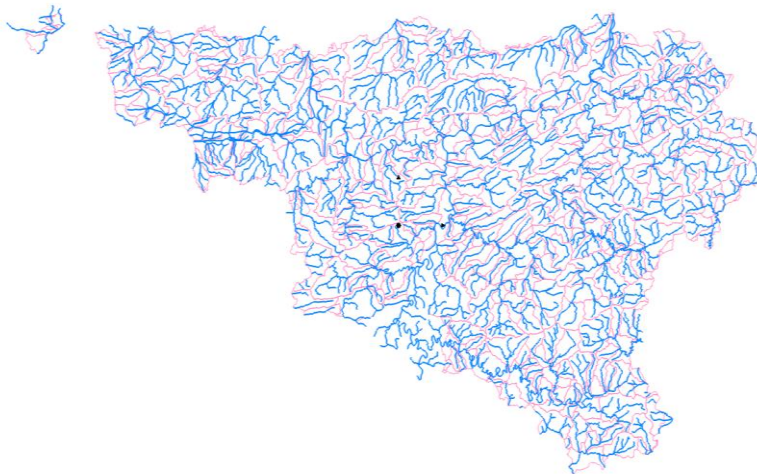


Figure 1 : Réseau hydrographique wallon explicitement représenté dans Pegase

Parmi les différents modules qui composent le cœur de PEGASE, il peut notamment être cité:

Le sous-modèle hydrodynamique qui calcule les débits et les autres paramètres hydrodynamiques (la vitesse de courant, la hauteur d'eau...);

Le sous-modèle thermique qui calcule la température de l'eau, l'altitude et les différents apports d'eau chaude (rejets thermiques, ...).

Le sous-modèle rejets qui calcule les apports à la rivière des différents rejets qu'il soit urbains, industriels, agricoles et/ou diffus.

Le sous-modèle biologique qui calcule explicitement les mécanismes d'auto épuration dans les cours d'eau, le développement de la biomasse planctonique (phytoplancton, zooplancton,...), la dégradation de matière organique etc. afin d'appréhender l'évolution des polluants rejetés compte tenu de l'écosystème aquatique.

Ces différents modules font de PEGASE un modèle intégré bassin hydrographique / rivières qui permet le calcul déterministe de la qualité des eaux en fonction des rejets et apports de pollution, pour différentes situations hydrologiques.

En ce sens, PEGOPERA est un outil d'aide à la décision dans le cadre :

- des obligations liées à la DCE ;
- états des lieux (qualité des eaux calculée en tout point, bilan des émissions, ...) ;
- analyse des relations pressions / impacts ;
- établissement des plans de gestion (simulations de scénarios) ;
- des rapports européens ;
- des autorisations de rejets.

Un schéma du fonctionnement général du modèle est repris ci-après.

Principe de fonctionnement de PEGASE

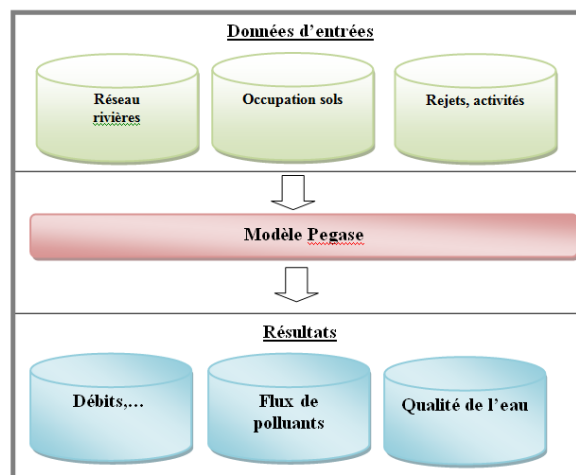


Figure 2 : Principe de fonctionnement de Pegase

EPIC-Grid²

Le modèle EPICgrid est un modèle hydrologique de bassin versant développé par l'Unité Systèmes Sol - Eau de Gembloux Agro-Bio Tech (ULg) (Sohier, 2011) sur base du modèle parcellaire EPIC (Williams et al., 1984).

Le modèle EPICgrid combine une description fine des relations entre le climat, l'eau, le sol et les plantes, telle que rencontrée dans les modèles 'Eau-Sol-Plantes' à l'échelle d'une parcelle élémentaire, et une description spatialement discrétisée du bassin versant ; en particulier, le modèle simule quotidiennement la croissance des plantes, la variation d'humidité du sol en relation avec la transpiration des végétaux.

Les données d'entrée utilisées pour la modélisation sont multiples :

- données météorologiques journalières (précipitations, données de l'évapotranspiration potentielle, température de l'air, CO₂) ;
- données du milieu : topographiques, pédologiques, géologiques, taux de matière organique, ... ;
- données d'occupation du sol : zones urbanisées, types de cultures, types de forêts, ... ;
- paramètres de croissance des cultures ;
- données relatives aux pratiques agricoles : dates de semis et de récolte, type de travail du sol, quantités de fertilisants organiques et minéraux, ;
- ...

Le modèle EPICgrid simule, jour après jour, pour chaque maille du bassin versant pondérée de ses composantes (Figure 1), les flux d'eau et de nutriments (azote, phosphore) vers les eaux de surface et vers les eaux souterraines. De plus, une composante « érosion » permet d'estimer les quantités de sédiments, et de nutriments associés, qui rejoignent les rivières ('sediment yield').

Les bilans hydrologiques répartissent par bassin versant ou par masse d'eau les termes :

- d'évapotranspiration réelle ;
- de flux d'eau issus du sol et du sous-sol apportés directement aux eaux de surface (ruissellement direct et flux hypodermiques lents) ;
- et de flux de percolation, apportés aux eaux souterraines (recharge ou « pluie efficace »).

² Sohier C. *Modélisation hydrologique EPICgrid Tableau de bord de l'environnement et analyse prospective – Rapport final* Octobre 2014

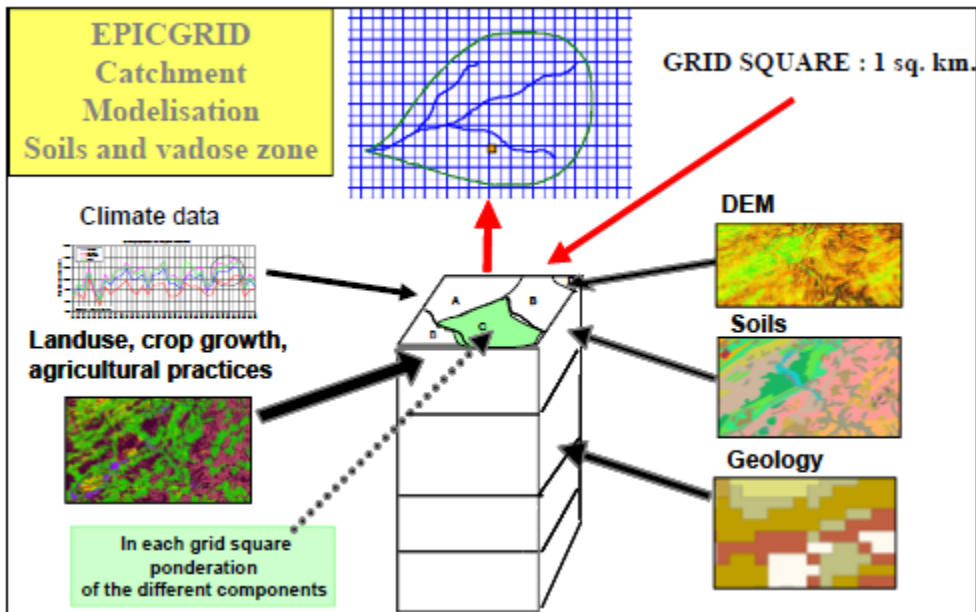


Figure 3 : Structure du modèle EPICgrid

La simulation des processus diffus liés au transfert de l'azote, du phosphore et des pesticides tient compte, s'il y a lieu, de processus d'eau mobile-immobile dans le milieu poreux, de dégradation, d'adsorption-désorption sur les particules de sol, d'adsorption foliaire, volatilisation, etc., outre les aspects de transport et stockage proprement dits dans le milieu poreux lui-même.

Il est important de noter que la présente modélisation prend en compte uniquement les flux d'origine agricole diffuse ; elle n'inclut donc pas les pertes ponctuelles de nitrate ; il convient d'en tenir compte lors de l'interprétation globale.

L'ensemble du cycle de l'azote agricole diffus dans le sol est modélisé, les processus de volatilisation, nitrification-dénitrification, fixation symbiotique, etc., étant pris en considération ; la Figure 2 présente très schématiquement l'essentiel des flux simulés au sein d'EPICgrid.

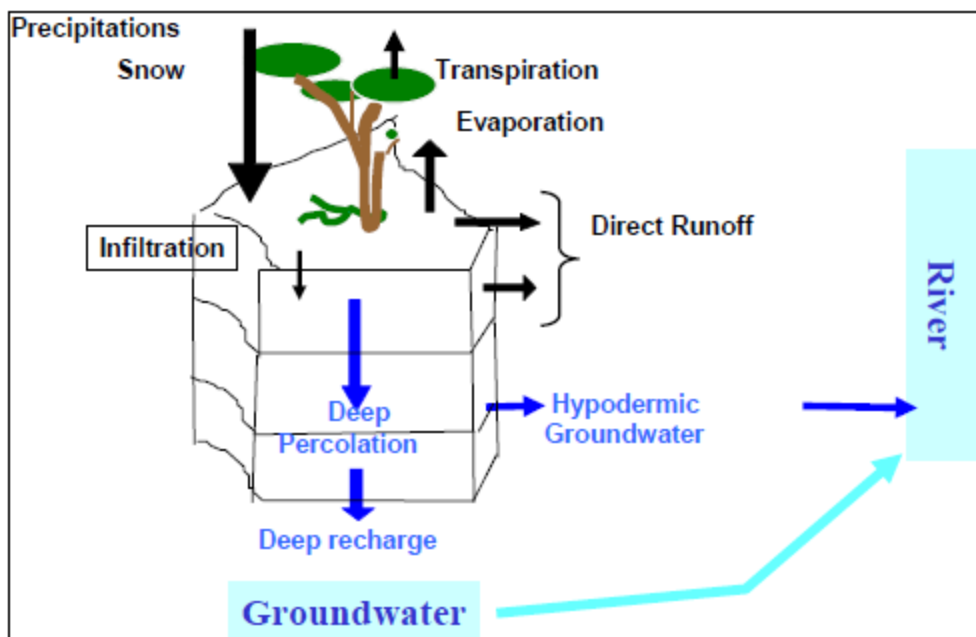


Figure 4 : Flux simulés par le modèle EPICgrid

Gap : Calcul des efforts que doivent fournir les principaux secteurs d'activité pour permettre l'atteinte du bon état des masses d'eau de surface

Préambule

Lorsque les pressions exercées par les différentes forces motrices sur la ressource eau ne sont pas compatible avec les objectifs fixés, en amont de la sélection des mesures permettant de réduire les pressions, il est requis de:

1. quantifier l'excès d'apports de nutriments. Par abus de langage, cet excès est appelé GAP ;
2. répartir le GAP sur les différentes forces motrices. Par ce biais, chaque force motrice se voit assigner un effort de réduction. Ces efforts de réduction correspondent à la mise en œuvre de mesures spécifiques.

La quantification du Gap

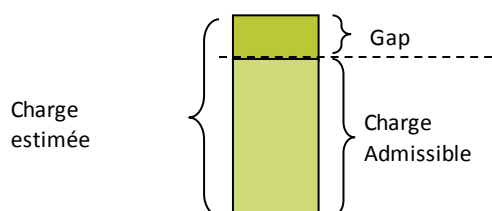
Définition

Un gap se définit l'excès d'apports de nutriments entre la qualité de l'eau mesurée pour un paramètre donné et les objectifs fixés pour ce paramètre.

Calcul des gaps bruts

En pratique, la Région Wallonne a quantifié le gap comme suit :

$$\begin{aligned} \text{Gap} &= \text{Concentration mesurée} \times \text{Débit Médian} - \text{Valeur de la norme} \times \text{Débit Médian} \\ &= \text{Charge « estimée »} - \text{Charge « admissible »} \end{aligned}$$

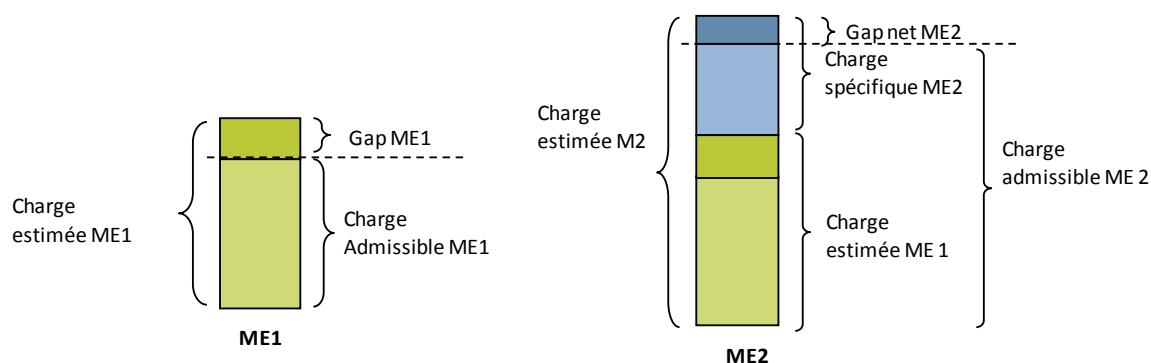


Où :

- La concentration mesurée est calculée à partir des données fournies par le réseau de surveillance de la qualité des eaux de surface pour la période 2008 à 2013. En pratique, il s'agit le plus souvent de la moyenne des valeurs du percentile 90 moins la valeur maximale des concentrations annuelles³.
- La valeur de la norme fait référence à la concentration définie⁴ pour l'atteinte de l'objectif (dans ce cas le bon état⁵).
- Le débit médian (en m³/s) sur la période 2008-2013 a été obtenu pour chaque masse d'eau par la modélisation PEGASE.

On obtient donc une estimation de la charge qu'il convient de réduire afin que chaque masse d'eau de surface puisse atteindre l'objectif assigné et ce, pour tous les paramètres macropolluants.

Calcul des gaps nets



Pour calculer le gap net et la charge spécifique des masses d'eau qui sont situées en aval, la charge estimée de la (des) masse(s) d'eau amont est soustraite à la charge estimée de la masse d'eau aval.

Les masses d'eau ayant une configuration trop particulière ou un amont dont les valeurs ne sont pas suffisamment connues ont été écartées du calcul du gap.

Mise en évidence des gaps

Gaps net (kg/j)

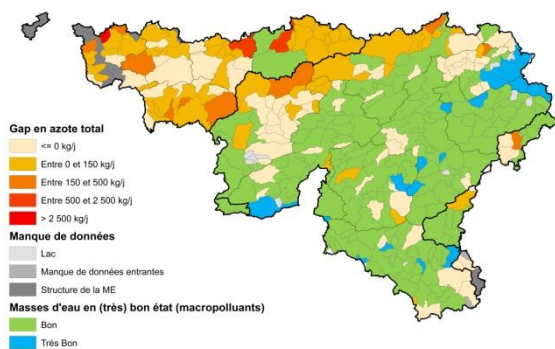
La représentation cartographique permet de visualiser les masses d'eau où les gaps sont les plus importants.

³ Pour les chlorures et les sulfates, il s'agit de la moyenne des valeurs moyennes annuelles, la norme étant définie de cette façon.

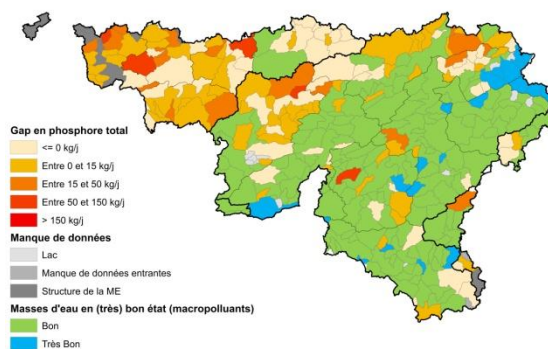
⁴ Annexe III de l'arrêté du Gouvernement wallon relatif à l'identification, à la caractérisation et à la fixation des seuils d'état écologique applicables aux masses d'eau de surface et modifiant le Livre II du Code de l'Environnement, contenant le Code de l'Eau - 13 SEPTEMBRE 2012.

⁵ Étant donné que les réservoirs de barrage ne font pas l'objet de normes, ils n'ont pas été pris en considération pour le calcul des gaps.

Gap net en azote total



Gap net en phosphore total



Carte 1 : Gap net en azote total pour la Wallonie (kg/j) - Source : SPW, DGO3, DESu (2015)

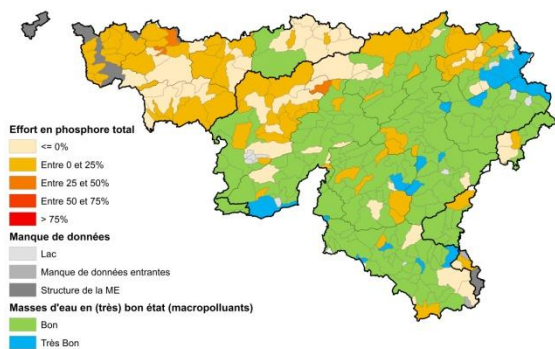
Répartition du GAP

Quantification de l'effort de réduction

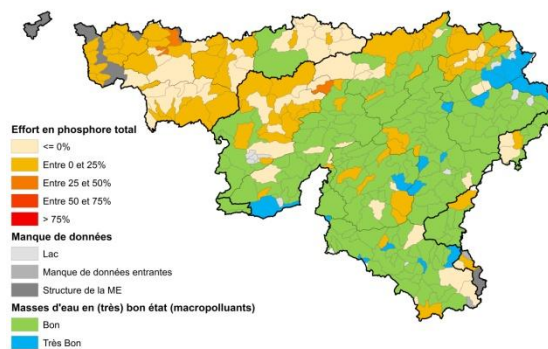
Le pourcentage d'effort à effectuer par masse d'eau pour chaque macropolluant est calculé en rapportant le gap net à la charge spécifique de la masse d'eau :

$$\% \text{ Effort} = \frac{\text{Gap Net}}{\text{Charge spécifique}} \times 100$$

Effort à fournir en phosphore total



Effort à fournir en phosphore total



Carte 2 : Pourcentage d'effort à fournir en azote total pour la Wallonie - Source : SPW, DGO3, DESu (2015)

Répartition de l'effort de réduction

La répartition proportionnelle aux émissions

L'outil de modélisation PEGASE a permis de quantifier pour chaque force motrice (industrie, agriculture et rejets urbains) les flux d'azote total et de phosphore total rejetés dans les cours d'eau.

$$\text{Charge spécifique} = \text{Flux}_{\text{urbain}} + \text{Flux}_{\text{agricole}} + \text{Flux}_{\text{industriel}}$$

Dans le cas du carbone, PEGASE a modélisé les flux directs rejetés par l'industrie et l'urbain, la totalité des flux diffus issus du lessivage (c'est-à-dire pour l'ensemble de l'occupation des sols, agriculture comprise) et les flux issus des animaux d'élevage.

La contribution relative de chaque force motrice est alors utilisée comme clé de répartition du gap net.

D'où,

- Part de l'effort affecté aux rejets urbains (en kg) = $(\text{Flux}_{\text{urbain}} / \text{Charge spécifique}) * \text{gap net}$
- Part de l'effort affecté à l'industrie (en kg) = $(\text{Flux}_{\text{industriel}} / \text{Charge spécifique}) * \text{gap net}$
- Part de l'effort affecté à l'agriculture (en kg) = $(\text{Flux}_{\text{agricole}} / \text{Charge spécifique}) * \text{gap net}$

Il est entendu que l'effort spécifique à chaque force motrice s'obtient comme suit :

- Effort urbains (en %) = $\text{Part de l'effort affecté aux rejets urbains} / \text{Flux urbain}$

Cette répartition détermine un effort de réduction qui est donc proportionnel aux charges que la force motrice génère. Cette répartition rencontre directement le principe de « pollueur-payeur ».

Cette tâche a été effectuée pour les altérations :

- matières azotées via un calcul basé sur l'azote total (somme de l'azote sous forme d'azote Kjeldahl, de nitrate et de nitrite) ;
- matières phosphorées via le phosphore total ;
- matières organiques et oxydables via le carbone.

La répartition proportionnelle à la réponse du milieu

La création de scénario spécifique dans PEGASE a permis de quantifier l'amélioration en points d'indice SEQ-eau consécutive à la suppression individuelles de chaque force motrice (chaque suppression de force motrice est effectuée à l'échelle de la Wallonie). À partir de ces résultats, il est possible de quantifier l'impact d'une force motrice par rapport aux autres.

Le gain total potentiel du milieu = Gain sans force motrice_{rejets urbains} + Gain sans force motrice_{agricole} + Gain sans force motrice_{industriel}

En conséquence, à titre d'exemple, suivant cette répartition, l'effort affecté à la force motrice agricole s'obtient comme suit :

Part de l'effort affecté à l'agricole (en kg) = $(\text{Gain sans force motrice}_{\text{agricole}} / \text{Gain total potentiel du milieu}) * \text{GAP Net}$

À nouveau, il est entendu que l'effort spécifique à chaque force motrice s'obtient comme suit : Effort urbains (en %) = $\text{Part de l'effort affecté à l'urbain} / \text{Flux urbains}$

Prise individuellement, cette répartition rencontre le principe d'optimisation des efforts : les efforts sont demandés sur les forces motrices pour lesquelles on observe la meilleure réponse du milieu.

Elle souffre d'une limite évidente : l'effort affecté peut être supérieur à la charge produite.

Par exemple, si les rejets urbains et l'agriculture représentent une amélioration potentielle égale 50% alors que 90% des charges générées sont d'origine agricole, il est possible que par calcul l'effort à fournir sur les rejets urbains soit supérieur à 100%.

Une répartition proportionnelle aux émissions et à la réponse du milieu

Afin de tirer parti du meilleur des deux clés de répartition, une possibilité consiste en leur combinaison. Ceci afin d'éviter de fixer prématurément un pourcentage plafond de réduction au-delà duquel l'effort assigné à une force motrice se voit automatiquement transférer vers les autres forces motrices.

L'effort de réduction est donc proportionnel, d'une part, aux charges que la force motrice génère, et d'autre part, à l'amélioration de la qualité de l'eau observée dans le cas des simulations où les rejets de la force motrice étudiée sont absents.

Les charges à réduire ont été rapportées aux charges générées par les forces motrices de manière à obtenir un effort relatif exprimé en pourcentage.

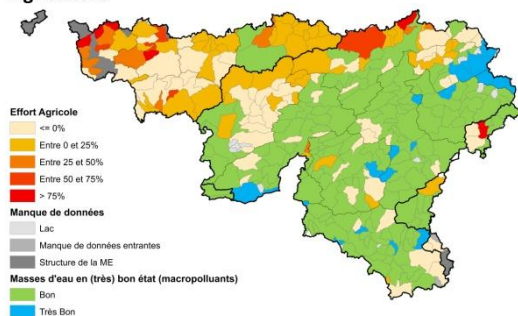
Cette tâche a été effectuée pour les altérations :

- matières azotées via un calcul basé sur l'azote total (somme de l'azote sous forme d'azote Kjeldahl, de nitrate et de nitrite) ;
- matières phosphorées via le phosphore total ;
- matières organiques et oxydables via le carbone.

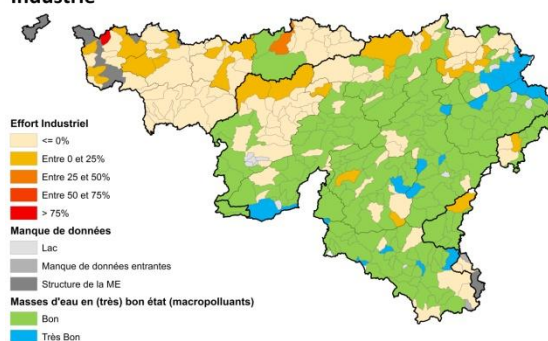
Il est évident que les résultats produits par cette méthode sont obtenus sur bases de l'état des connaissances et inventaires actuels. À l'avenir, des modifications ne peuvent être exclues. Il est en de même quant aux principes méthodologiques.

Néanmoins, il demeure certain que ces résultats contribuent à une approche objective et standardisée des pressions ainsi que des efforts à fournir par force motrice. Sans être la panacée, par leur nature, ces informations ont une place parmi les outils stratégiques à disposition des experts.

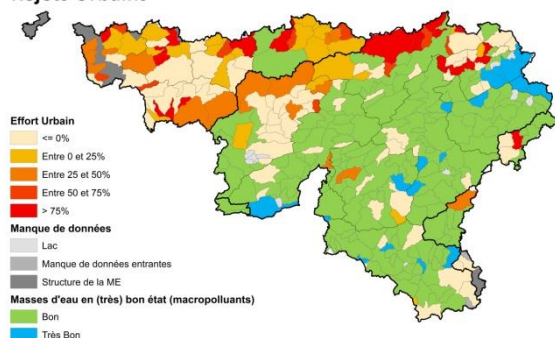
Effort à fournir en azote total pour la force motrice Agriculture



Effort à fournir en azote total pour la force motrice Industrie

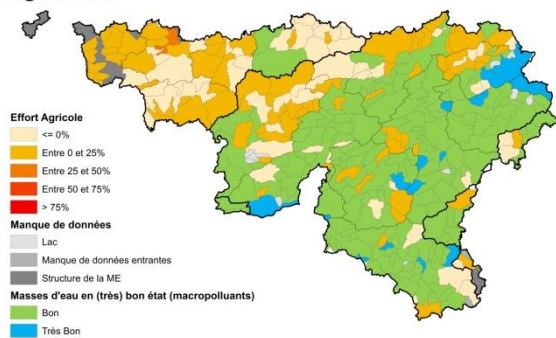


Effort à fournir en azote total pour la force motrice Rejets Urbains

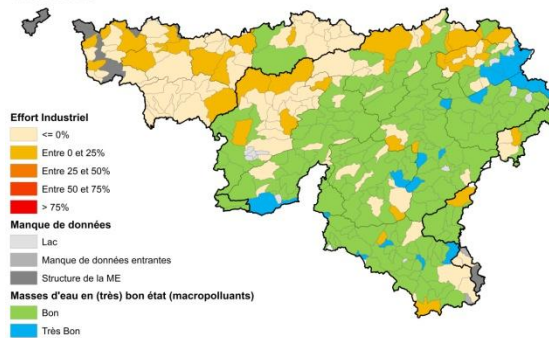


Carte 3 : Pourcentage d'effort à fournir en azote total par chaque force motrice - Source : SPW, DGO3, DESu (2015)

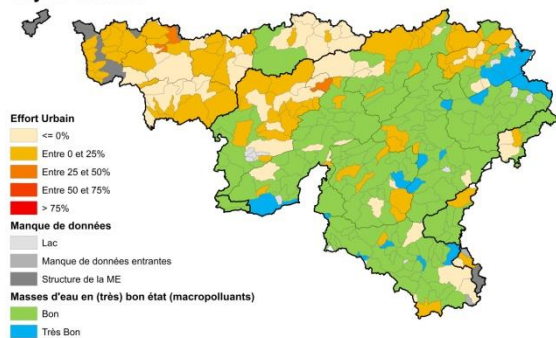
**Effort à fournir en phosphore total pour la force motrice
Agriculture**



**Effort à fournir en phosphore total pour la force motrice
Industrie**



**Effort à fournir en phosphore total pour la force motrice
Rejets Urbains**



Carte 4 : Pourcentage d'effort à fournir en phosphore total par chaque force motrice - Source : SPW, DGO3, DESu (2015)