

## Chapitre 5

### Expériences des pays de l'OCDE pour traiter les problèmes de qualité de l'eau liés à l'agriculture

*Les pays de l'OCDE ont recours à un vaste éventail d'instruments et de mesures dans le cadre des programmes destinés à traiter les problèmes de qualité de l'eau en agriculture. Le présent rapport ne vise pas à évaluer ces programmes en détail, mais se concentre plutôt sur un certain nombre d'études de cas qui illustrent la façon dont certains pays de l'OCDE abordent les différents aspects de la qualité de l'eau en agriculture, notamment : la lutte contre la pollution par les nitrates d'origine agricole dans l'Union européenne ; la restauration de la baie de Chesapeake aux États-Unis ; la réduction de la salinité dans l'agriculture australienne ; l'expérimentation de l'échange de crédits de qualité de l'eau en Nouvelle-Zélande ; l'amélioration de la recherche sur la pollution diffuse en France et au Royaume-Uni ; la réforme de la gouvernance pour répondre aux préoccupations sociales sur la qualité de l'eau en Nouvelle-Zélande ; la lutte contre la pollution transfrontière pour les pays riverains de la mer Baltique ; et l'établissement d'accords de coopération pour lutter contre la pollution diffuse en France, aux États-Unis, en Nouvelle-Zélande et au Royaume-Uni.*

Comme on l'a vu dans le chapitre 4, les pays de l'OCDE ont recours à un vaste éventail d'instruments et de mesures dans le cadre des programmes destinés à traiter les problèmes de qualité de l'eau en agriculture. Le présent chapitre ne vise pas à évaluer ces programmes en détail, mais se concentre plutôt sur un certain nombre d'études de cas qui illustrent la façon dont certains pays de l'OCDE abordent les différents aspects de la qualité de l'eau en agriculture.

Cet examen n'est pas axé sur la *pollution ponctuelle d'origine agricole*, car presque tous les États membres de l'OCDE luttent contre ce type de pollution en employant différentes formes de mesures réglementaires, comme expliqué précédemment. Pour les responsables de l'action gouvernementale, le principal défi que soulèvent les pollutions agricoles ponctuelles consiste à assurer un meilleur respect des réglementations en vigueur, ce qui présente des difficultés importantes dans un nombre croissant de pays, notamment parce que certains élevages intensifs parviennent à profiter des failles du dispositif réglementaire.

Aux **États-Unis**, par exemple, l'Agence pour la protection de l'environnement a décidé en juin 2010 d'identifier et d'examiner plusieurs milliers d'exploitations intensives d'engraissement du bétail qui ne respectent pas les règlements fédéraux sur la pollution ponctuelle dans le cadre de la loi sur la qualité de l'eau (*Clean Water Act*). Or, les conclusions de certaines études récentes tendent à démontrer qu'une partie des exploitations intensives d'engraissement du bétail des États-Unis vont ajuster leur taille pour contourner les règlements sur la pollution ponctuelle (Sneeringer et Kay, 2010). Les règlements qui visent ces élevages créent des tensions entre les propriétaires, qui les jugent trop coûteux à appliquer, et les groupes de défense de l'environnement, pour qui les autorités ne veillent pas comme il convient à les faire respecter afin de prévenir la pollution de l'eau (Centner, 2011).

Cependant, la difficulté majeure dans quasiment tous les pays de l'OCDE reste la lutte contre la pollution diffuse d'origine agricole, qui constitue donc le sujet principal de ce chapitre. La différence entre les pollutions diffuse et ponctuelle du point de vue de l'action publique a déjà été abordée dans les chapitres précédents, mais pour résumer brièvement, la pollution diffuse présente les caractéristiques suivantes :

- généralement invisible en raison de faibles concentrations et de voies de diffusion souterraines et/ou diffuses dans les réseaux hydrographiques ;
- souvent difficile (ou très chère) à mesurer ou à suivre avec les moyens techniques actuels ;
- présente en général des effets cumulatifs, c'est-à-dire que son incidence résulte de l'accumulation des effets des ruissellements issus de vastes zones ensuite concentrés dans les réseaux hydrographiques ; et
- très variable suivant les facteurs géographiques et temporels en raison de phénomènes naturels comme la météorologie, les sols, la topographie, et par conséquent difficile à gérer.

Les études de cas nationales présentées dans ce chapitre sont les suivantes :

- Lutte contre la pollution aquatique par les nitrates d'origine agricole dans l'Union européenne.
- Réduction de la pollution de la baie de Chesapeake aux États-Unis : rôle de l'agriculture.

- Réduction de la salinité dans l'agriculture pour améliorer la qualité de l'eau : cas de l'Australie.
- Mise en œuvre de l'échange de crédits de qualité de l'eau pour lutter contre la pollution azotée dans le Lac Taupo, Nouvelle-Zélande. Amélioration de la recherche sur la pollution aquatique diffuse : France et Royaume-Uni.
- Réforme de la gouvernance pour répondre aux préoccupations sociales sur la qualité de l'eau en Nouvelle-Zélande.
- Lutte contre la pollution transfrontière : mer Baltique, eutrophisation et agriculture.
- Établissement d'accords de coopération volontaires pour lutter contre la pollution diffuse.

### 5.1. Lutte contre la pollution aquatique par les nitrates d'origine agricole dans l'Union européenne

Les opinions publiques des pays de l'UE placent la pollution aquatique parmi les principales préoccupations environnementales (Commission européenne, 2009). Cette inquiétude est corroborée par une évaluation de la Commission européenne, selon laquelle 40 % des eaux de surface et 30 % des eaux souterraines des pays de l'Union européenne risquent de ne pas satisfaire les objectifs de bon état chimique et écologique établis par la *directive-cadre sur l'eau* (DCE) (Kanakoudis et Tsitsifli, 2010). Les analyses plus détaillées à l'échelle nationale, par exemple au **Royaume-Uni**, confirment les observations de la Commission européenne et soulignent également l'importance de la pollution diffuse, principalement d'origine agricole, comme source majeure de la pression sur les réseaux hydrographiques (tableau 5.1).

Tableau 5.1. **Masses d'eau du Royaume-Uni risquant de ne pas atteindre un bon état écologique pour 2015**

En pourcentage

	Cours d'eau	Lacs	Estuaires	Eaux côtières	Eaux souterraines
<b>Total</b>	<b>93</b>	<b>84</b>	<b>99</b>	<b>85</b>	<b>75</b>
<b>Pressions</b>					
Pollution diffuse	82	53	25	24	75
Changements physiques	48	59	90	78	n.d.
Pollution ponctuelle	23	20	49	18	4
Espèces exotiques	21	9	37	46	n.d.
Prélèvements	11	2	14	n.d.	26

n.d. : non disponible.

Source : Defra (Department for Environment, Food and Rural Affairs) (2008), *Future water: The Government's water strategy for England*, Defra, Londres, Royaume-Uni.

Au cours des vingt dernières années, l'Union européenne s'est attaquée au problème de la pollution aquatique par les nitrates d'origine agricole en menant trois grandes politiques :

- La *directive Nitrates* : la *directive Nitrates* de l'UE de 1991 oblige les États membres à diminuer les apports en nitrates de sources agricoles dans les eaux souterraines et

superficielles et à éviter une extension de la pollution de ces sources, les pays membres étant tenus de (OCDE, 2007) :

- désigner des zones vulnérables au lessivage des nitrates (zones vulnérables aux nitrates, ou ZVN), 40 % des zones concernées de l'UE27 étant désignées ZVN en 2007, sachant que la superficie des ZVN a augmenté sur la période 2004-09 (Commission européenne, 2010) ;
- mettre en place des programmes d'action destinés à réduire le lessivage des nitrates et surveiller leur efficacité, tous les États membres ayant aujourd'hui établi plus de 300 programmes d'action au sein de l'Union européenne ; et,
- développer des codes de bonne pratique sur les plans agricole et environnemental afin de fournir aux exploitants des orientations pour réduire la pollution de l'eau due à l'utilisation d'engrais et aux effluents d'élevage.

Les *Zones vulnérables aux nitrates (ZVN)* sont des zones dans lesquelles (i) les eaux douces superficielles contiennent – ou risquent de contenir, si des mesures préventives ne sont pas prises – une concentration de nitrates supérieure à 50 mg par litre ; (ii) les eaux souterraines ont – ou risquent d'avoir si des mesures préventives ne sont pas prises – une teneur en nitrates supérieure à 50 mg par litre ; et (iii) les lacs naturels d'eau douce, les autres masses d'eau douce, les estuaires et les eaux côtières et marines ont subi ou risquent dans un avenir proche de subir une eutrophisation si des mesures de protection ne sont pas prises. Le principal objectif de la directive est de trouver un équilibre entre l'azote apporté au sol (par les effluents d'élevage et les engrais, par exemple) et les besoins en azote des cultures.

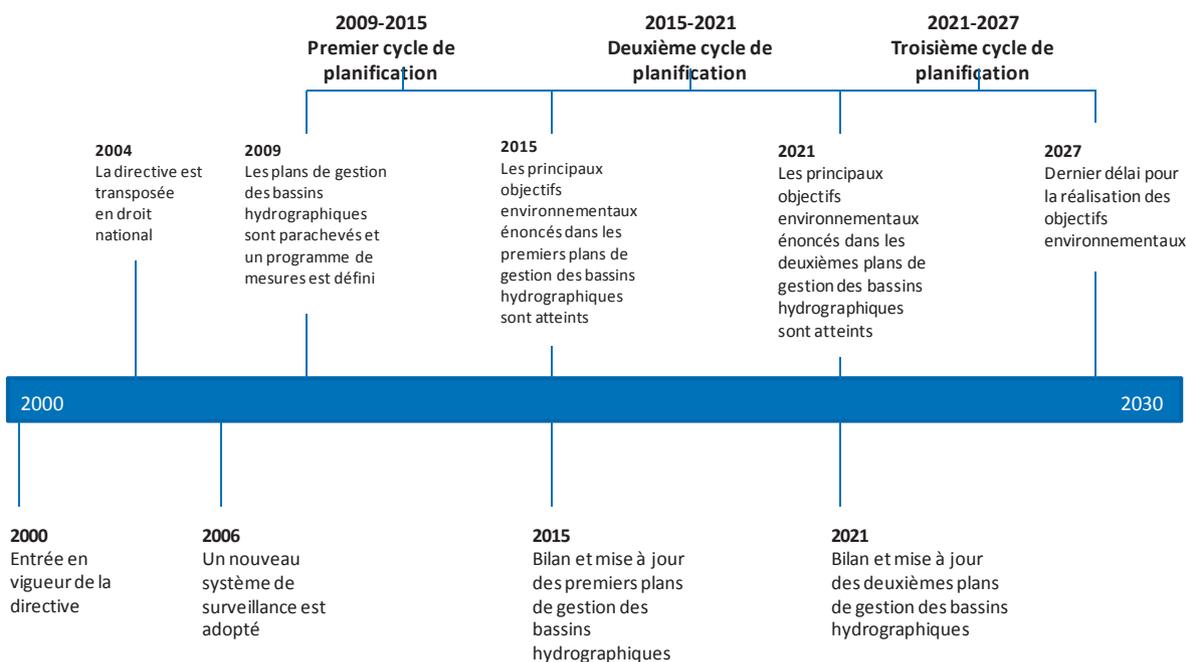
En dehors des ZVN, il faut encourager la mise en œuvre volontaire de codes de bonne pratique, et dans les ZVN, des mesures obligatoires doivent être prises (par exemple, fixer une capacité minimale de stockage des effluents d'élevage ou limiter la fréquence et la zone des épandages d'effluents d'élevage et de boues). La quantité d'azote contenue dans les effluents d'élevage épandus ne doit pas dépasser 170 kg par hectare et par an ; ces restrictions sont toutefois plus strictes là où les limitations ne suffisent pas à obtenir la qualité de l'eau souhaitée. Une dérogation autorise les États membres à dépasser le plafond de 170 kg si certains critères fixés dans la directive sont respectés, à condition que les objectifs de celle-ci soient atteints en temps voulu. Sept pays ont ainsi obtenu des dérogations jusqu'en décembre 2009 (Union européenne, 2010).

- La **Directive-cadre sur l'eau (DCE)**<sup>1</sup> : adoptée en 2000, la DCE définit le cadre général de la gestion de l'eau (ressources et qualité) dans l'Union européenne, avec un calendrier qui prévoit son application complète à l'horizon 2027 (graphique 5.1). La DCE vise à protéger tous les réseaux hydrographiques et à obtenir un « bon état » (écologique et chimique) pour les masses d'eau concernées d'ici 2015, ce qui a des conséquences pour la pollution par les éléments fertilisants issus de l'agriculture. Dans le cadre de cette directive, la planification et l'action doivent aboutir à un plan de gestion à l'échelle du bassin hydrographique entier (aire de drainage). La DCE est un texte ambitieux en ce qu'elle : régit le système de l'eau dans son ensemble (qualité et quantité) ; fixe des échéances ; attend que le principe pollueur-payeur soit respecté ; stipule qu'il faut des critères économiques pour satisfaire ses objectifs à moindre coût ; fixe des objectifs concernant l'état chimique et écologique des masses d'eau ; dispose que les programmes qui dépendent d'elle doivent faire l'objet d'un suivi et d'une évaluation complets ; et prévoit la pleine participation des parties prenantes dans le cadre des plans de gestion des bassins hydrographiques.

Il est à noter que si la DCE constitue un cadre réglementaire paneuropéen, elle prévoit la possibilité de variations significatives des systèmes aquatiques à l'intérieur de l'Union européenne. Il existe donc des différences entre les types de mesures antipollution prises par les États membres, qui reflètent des différences de pratiques agricoles et de systèmes de production et des différences de caractéristiques biophysiques entre les bassins versants (Balana, Vinten et Slee, 2011).

- La **Politique agricole commune (PAC)** : depuis 20 ans, les réformes de la PAC n'ont cessé d'amplifier le découplage entre le soutien à l'agriculture et la production (graphiques 1.2 et 1.3) et de renforcer l'écoconditionnalité (tableau 1.1), ce qui a permis d'intéresser les exploitants et propriétaires fonciers aux problèmes environnementaux du secteur agricole, notamment la pollution diffuse. Les évolutions intervenues doivent beaucoup aux mécanismes d'écoconditionnalité, qui subordonnent le versement de paiements agroenvironnementaux à des mesures volontaires assurant de « bonnes conditions agricoles et environnementales » (OCDE, 2011c).

Graphique 5.1. Calendrier de mise en œuvre de la directive-cadre sur l'eau de l'Union européenne



Source : National Audit Office (2010), *Environment Agency: Tackling diffuse water pollution in England*, Rapport du Contrôleur et de l'Auditeur général, Londres, Royaume-Uni.

Dans ses activités engagées pour respecter les diverses échéances du calendrier de la DCE détaillées graphique 5.1, ainsi que les exigences de la *directive Nitrates* visant à réduire davantage les rejets azotés dans les réseaux hydrographiques en vue d'atteindre le bon état défini par la DCE, l'UE devra tenir compte des éléments ci-dessous.

- **Coûts budgétaires et rapport coût-efficacité des politiques** : les rejets azotés d'origine agricole dans l'eau ont certes diminué, mais ce succès a coûté cher aux exploitants et aux contribuables. Au **Danemark**, par exemple, le troisième programme d'action pour abaisser les rejets d'éléments fertilisants a coûté 863 millions DKK (144 millions USD) aux finances publiques pour la période 2005-09, auxquels s'ajoutent 68 millions DKK

(11 millions USD) assumés par les exploitants (OCDE, 2008a). Si l'UE et ses membres doivent éviter tout gonflement des dépenses publiques dans les programmes de lutte contre les éléments fertilisants, qui coûtent aujourd'hui plusieurs centaines de millions d'euros par an, d'autres mesures moins onéreuses devront être envisagées, comme les systèmes d'échange de crédits de qualité de l'eau ou les accords de coopération.

- **Cohérence de l'action** : la réforme de la PAC moyennant le découplage du soutien agricole de la production et le développement de l'écoconditionnalité renforce la cohérence entre cette politique et les politiques de l'eau et stimule la réduction de la pollution de l'eau par les éléments fertilisants d'origine agricole (OCDE, 2011c ; Posthumus et Morris, 2010 ; Sinabell, 2005). Certaines incitations pernicieuses demeurent toutefois en place puisque plus de 30 % (pour 2008-10) du soutien aux producteurs agricoles de l'UE dépend encore de la production de denrées sans restrictions sur la consommation d'intrants ; cette proportion témoigne néanmoins d'une chute par rapport aux 90 % de la période 1986-88 (graphique 1.3).

Dans leur évaluation des programmes agroenvironnementaux menés en **Finlande** (1995 à 2007) pour réduire les apports en éléments nutritifs dans les systèmes aquatiques, Lankoski et Ollikainen (2011) constatent que les charges en azote ont augmenté alors que les charges en phosphore n'ont que légèrement diminué. Ils en concluent que la politique suivie a échoué pour plusieurs raisons : les paiements au titre de la superficie cultivée et les paiements uniques par exploitation prévus par la PAC ont encouragé les agriculteurs à mettre davantage de terres en production ; les paiements à la surface ont tendance à favoriser des modes d'utilisation des terres qui impliquent l'épandage de quantités relativement importantes d'engrais ; et le soutien agro-environnemental stimule également l'extension des superficies cultivées en maintenant la production sur des terres peu productives.

- **Ciblage géographique** : bon nombre d'États membres tendent à appliquer uniformément les mesures de gestion des éléments fertilisants. Certaines études laissent entendre qu'un ciblage géographique à l'intérieur du bassin versant peut avoir un impact positif sur la qualité de l'eau, qu'il s'agisse de distinguer les types d'exploitations (exploitations présentant le plus fort potentiel d'amélioration de la gestion et à l'origine de la majeure partie de la pollution dans le bassin), la situation biophysique ou la charge en bétail (Bateman et autres, 2008 ; Mills et Dwyer, 2009).
- **Complexité réglementaire** : la DCE a fait évoluer la gouvernance de l'eau communautaire d'une approche réglementaire descendante à un système de collaboration transversale élargie grâce aux *plans de gestion de bassin hydrographique* (Benson, Jordan et Huitema, 2011). Dans le même temps, les exploitants sont confrontés à un arsenal réglementaire pesant et complexe en matière de gestion de l'azote et de l'eau, avec des niveaux et des objectifs multiples concernant, par exemple, les rejets de nitrates dans l'eau (*directive Nitrates*), les eaux souterraines (*directive sur la protection des eaux souterraines*), les émissions atmosphériques d'ammoniac (*directive relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution* et *directive fixant des plafonds d'émission nationaux*) et les normes de bonne qualité de l'eau (*directive-cadre sur l'eau*) (Mills et Dwyer, 2009 ; Ortolano, Baumont et Puz, 2009).
- **Délais** : les mesures de limitation des rejets azotés d'origine agricole pourraient nécessiter un temps considérable avant de se traduire par une amélioration de la qualité de l'eau (Collins et McGonigle, 2008). Dans les nouveaux États membres de l'UE, notamment, la baisse drastique du nombre de têtes de bétail et de l'utilisation d'engrais

au cours des années 90 n'a pas entraîné de recul rapide des concentrations de nitrates dans l'eau (OCDE, 2008a ; Oenema et autres, 2009).

- **Substitution de polluants** : les mesures de réduction du lessivage des nitrates dans l'eau et les mesures de lutte contre les émissions atmosphériques d'ammoniac sont susceptibles d'entrer en conflit. Ainsi, limiter la durée d'épandage des boues entre l'hiver et le printemps, par exemple, peut abaisser les risques de lessivage des nitrates mais aussi stimuler les émissions d'ammoniac (Collins et McGonigle, 2008). Il convient d'accorder davantage d'attention à une approche globale de l'atténuation des quantités d'azote dans les exploitations, en s'appuyant sur des études appropriées (Commission européenne, 2010 ; Godlinski et autres, 2010 ; Oenema et autres, 2009).
- **Gestion des éléments fertilisants d'origine agricole** : il apparaît que les changements de pratiques concernant les éléments fertilisants agricoles conformément à la *directive Nitrates* sont motivés par la crainte des sanctions plutôt que par une évolution des comportements des exploitants ou la compréhension du problème de la pollution par l'azote (Barnes et autres, 2009 ; Commission européenne, 2010). Cela pourrait s'expliquer par le fait que les exploitants ressentent le coût de mise en œuvre des pratiques de lutte contre l'azote comme très lourd (Oenema et autres., 2009), mais aussi parce que beaucoup d'entre eux méconnaissent les liens entre leurs activités agricoles et la qualité de l'eau. Ces remarques soulignent la nécessité d'une amélioration de l'éducation, de la formation et des conseils dont bénéficient les exploitants (Barnes et autres, 2009 ; National Audit Office, 2010 ; Ortolano, Baumont et Puz, 2009).

Certains pays ont entamé des projets de recherche pour améliorer la connaissance et les modes de gestion de la pollution diffuse au niveau du bassin hydrographique, comme l'Agricultural Catchment Programme de l'**Irlande** et le Demonstration Test Catchments Programme du **Royaume-Uni** (chapitre 5.5). La recherche montre aussi que les producteurs peu efficaces peuvent limiter l'utilisation d'engrais et l'importation d'aliments sans affecter leur production. Ces gains d'efficacité peuvent s'avérer doublement avantageux, puisqu'ils réduisent les risques de lessivage des éléments fertilisants à partir des terres agricoles tout en améliorant les marges de bénéfice des exploitations (Buckley, 2010).

- **Infractions et sanctions** : la mise en œuvre de la *directive Nitrates* dans l'Union européenne n'est pas achevée, car la Commission a relevé des infractions dans un certain nombre d'États membres. Il s'agit notamment du dépassement du plafond de la norme de 170 kg/ha d'azote provenant de l'épandage des effluents d'élevage, de la désignation des ZVN et de dispositions insuffisamment contraignantes dans les plans d'action, par exemple concernant les périodes d'épandage des éléments fertilisants (Commission européenne, 2007, et 2010 ; Cour des comptes européenne, 2008 ; Sinabell et Schmid, 2006).

Il est aussi établi que : le respect des exigences de la *directive Nitrates* n'est pas vérifié comme il convient sur site ; les normes varient d'un pays à l'autre quant à la mise en œuvre des pratiques de gestion des éléments fertilisants (avec, par exemple, des différences concernant la largeur des zones tampons requises, même si ces différences s'expliquent parfois par la variation des caractéristiques biophysiques et des systèmes de production à l'intérieur de l'UE) ; et les sanctions en cas de non-respect d'obligations fondamentales de la *directive Nitrates* et des dispositifs d'écoconditionnalité restent limitées voire inexistantes (Cour des comptes européenne, 2008 ; National Audit Office, 2010).

Dans l'Union européenne considérée globalement, de nouveaux efforts significatifs s'imposeront pour atteindre le bon état de l'eau prévu par la DCE. Les données recueillies en application de la *directive Nitrates* montrent qu'un tiers des masses d'eau de l'Union européenne qui font l'objet d'une surveillance de leur état trophique sont eutrophes ou hypereutrophes (Commission européenne, 2010). Le National Audit Office du **Royaume-Uni** constate dans un rapport (2010) le mauvais rapport coût-efficacité des dépenses très importantes engagées pour lutter contre le non-respect des dispositions de la DCE par les sources de pollution diffuse, et parvient à la conclusion que les mécanismes d'incitation en faveur d'un meilleur respect étaient mal ciblés (Balana, Vinten et Slee, 2011).

Dans certains États membres de l'Union européenne, en particulier aux **Pays-Bas** et au **Danemark** (encadré 5.1), un ensemble de mesures de réduction de la pollution diffuse par les nitrates d'origine agricole a cependant entraîné une diminution notable des rejets d'azote dans l'eau. Mais même au Danemark, par exemple, où le lessivage des nitrates s'est effondré de presque 50 % depuis 1985, une baisse supplémentaire de 33 % est nécessaire pour obtenir le bon état écologique défini par la DCE (Kronvang et autres, 2008 ; Vinther et Borgesen, 2010).

Même dans les régions où la *directive Nitrates* est pleinement respectée, il faudra du temps pour que la qualité de l'eau s'améliore, du fait des décalages temporels induits par le déplacement des polluants dans les sols et les eaux souterraines : en l'occurrence, on estime qu'il faudra 4 à 8 ans en **Allemagne** et en **Hongrie**, et jusqu'à plusieurs décennies pour les nappes profondes aux **Pays-Bas** (Agence européenne pour l'environnement, 2010). Qui plus est, des mesures de lutte contre la pollution par les nitrates pourraient encore être nécessaires dans les zones agricoles non classées ZVN (Agence européenne pour l'environnement, 2010).

### Encadré 5.1. Mesures de réduction de la pollution de l'environnement par les éléments fertilisants d'origine agricole au Danemark

Depuis 1985, le Danemark a mis en œuvre une série de mesures nationales pour faire reculer la pollution des réseaux hydrographiques par les éléments fertilisants d'origine agricole, en particulier pour éviter l'eutrophisation des eaux côtières (tableau ci-dessous). Ces mesures sont conformes à la directive-cadre sur l'eau de l'UE et à la directive Nitrates, et partiellement financées par la Politique agricole commune (PAC).

Lignes d'action	Mesures imposées
1985 : programme d'action azote-phosphore pour réduire la pollution par ces éléments	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Capacité de stockage des boues de 6 mois minimum</li> <li>• Interdiction d'épandre les boues entre la récolte et le 15 octobre sur les sols destinés aux cultures printanières</li> <li>• Charge en bétail maximale correspondant à 2 UGB.ha-1. (1 Unité de Gros Bétail = 1 UGB équivaut à une grosse vache laitière)</li> <li>• Diverses mesures pour limiter les ruissellements provenant des tas d'ensilage et de fumier</li> <li>• Barrière flottante obligatoire (formation d'une croûte naturelle ou protection artificielle) dans les réservoirs de boues</li> </ul>
1987 : premier programme d'action pour le milieu aquatique (PA-I) visant à réduire de moitié les rejets azotés et de 80 % les rejets phosphorés	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Capacité de stockage des boues de 9 mois minimum</li> <li>• Interdiction d'épandre les boues entre la récolte et le 1er novembre sur les sols destinés aux cultures printanières</li> <li>• Plans d'assolement obligatoires prévoyant une rotation des cultures et des engrais</li> <li>• Définition d'une superficie minimale destinée aux cultures hivernales</li> <li>• Obligation d'étaler l'épandage des effluents d'élevage sur une durée de 12 h</li> </ul>
1991 : programme d'action pour une agriculture durable	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Interdiction d'épandre les boues entre la récolte et le 1er février, sauf sur les pâturages et le colza d'hiver</li> <li>• Budgets obligatoires sur les éléments fertilisants</li> <li>• Plafonnement de la quantité d'azote accessible aux plantes épandue sur les différentes cultures, correspondant à l'optimum économique.</li> <li>• Normes réglementaires relatives à la proportion d'azote provenant des effluents d'élevage supposée accessible aux plantes (boues porcines : 60 %, boues bovines : 55 %, litière épaisse : 25 %, autres types : 50 %)</li> </ul>
1998 : deuxième programme d'action pour le milieu aquatique (PA-II)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Subventions à l'établissement de zones humides</li> <li>• Abaissement de la charge en bétail maximum à 1.7 UGB.ha-1</li> <li>• Les normes réglementaires relatives à la proportion d'azote provenant des effluents d'élevage supposée accessible aux plantes ont été rehaussées depuis 1999 (boues porcines : 65 %, boues bovines : 60 %, litière épaisse : 35 %, autres types : 55 %)</li> <li>• Le plafond sur la quantité d'azote accessible aux plantes épandue a été ramené à 10 % en deçà de l'optimum économique</li> <li>• Obligation de concéder aux cultures dérobées 6 % de la superficie consacrée aux céréales, légumineuses et oléagineux</li> </ul>
2000 : évaluation et application du PA-II à mi-parcours	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Durcissement des normes réglementaires relatives à la proportion d'azote provenant des effluents d'élevage supposée accessible aux plantes. Depuis 2001, boues porcines : 70 %, boues bovines : 65 %, litière épaisse : 40 %, autres types : 60 % ; depuis 2002, boues porcines : 75 %, boues bovines : 70 %, litière épaisse : 45 %, autres types : 65 %</li> </ul>
2004 : troisième programme d'action pour le milieu aquatique (PA-III)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Accroissement de la superficie de cultures dérobées exigée</li> <li>• Mise en place de zones tampons le long des cours d'eau et des lacs pour limiter les rejets de phosphore</li> <li>• Taxe de 4 DKK (0.54 EUR) par kilogramme de phosphore minéral dans l'alimentation</li> <li>• Des évaluations de l'effet du PA-III sont prévues en 2008 et 2011</li> <li>• Elles serviront à lancer d'autres initiatives, s'il y a lieu</li> </ul>
Le PA-III est étroitement lié à la directive-cadre sur l'eau et à la directive « Habitat » de l'UE. Le lessivage de l'azote doit encore reculer de 13 % d'ici 2015.	

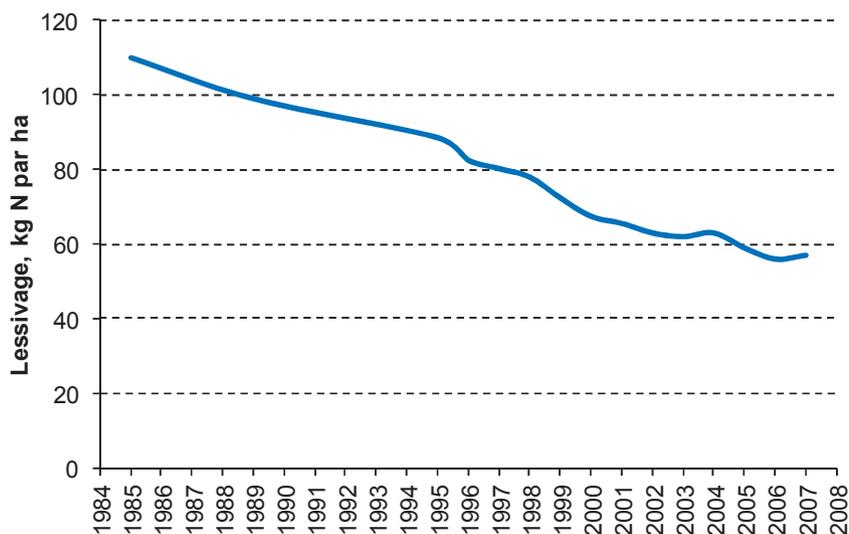
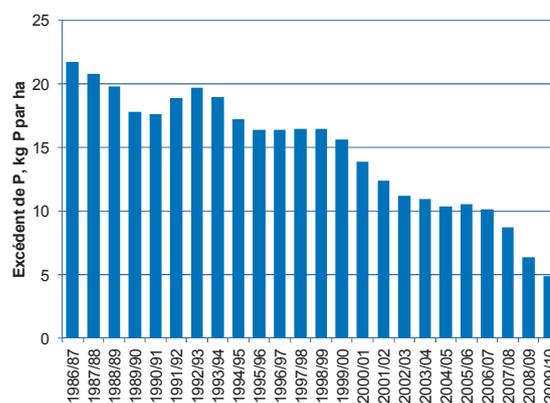
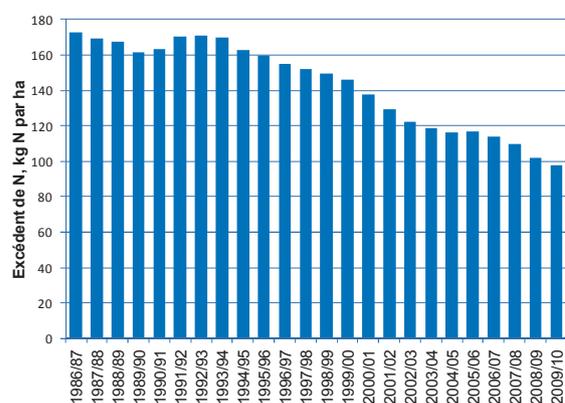
## 2008 : évaluation du PA-III

2009 : accord politique pour le lancement d'un PA-IV ; également appelé « croissance verte »

Estimation d'objectifs généraux de réduction pour le milieu aquatique, définition d'objectifs régionaux propres à chaque masse d'eau

- Nouvel accroissement de la superficie de cultures dérobées exigée ; ce sont 140 000 hectares au total qui doivent être consacrés à ces cultures
- Interdiction de travailler le sol en automne avant les cultures printanières
- Interdiction de remettre en place des graminées fourragères pendant l'automne
- Début des travaux d'évaluation des possibilités d'introduire des « quotas de lessivage » échangeables.

La mise en œuvre des programmes d'action danois, simultanément aux aides et dans le contexte réglementaire de la *directive-cadre sur l'eau*, de la *directive Nitrates* et de la PAC et de l'UE, a fait chuter les excédents d'azote et de phosphore ainsi que le lessivage de l'azote à partir des zones sources, comme l'indiquent les graphiques ci-dessous :



Sources: Kronvang, B. et autres (2008), "Effects of policy measures implemented in Denmark on nitrogen pollution of the aquatic environment", *Environmental Science and Policy*, Vol. 11, pp. 144-152; Maguire, R.O., G.H. Rubaek, B.E. Haggard et B.H. Foy (2009), "Critical evaluation of the implementation of mitigation options for phosphorus from field to catchment scales", *Journal of Environmental Quality*, vol. 38, pp. 1989-1997; and Vinther, F.P. et C.D. Borgesen (2010), *Nutrient Surplus as a Tool for Evaluating Environmental Action Plans in Denmark*, présenté lors du séminaire de l'OCDE sur les Indicateurs agroenvironnementaux, Leysin, Suisse, mars, site Internet de l'OCDE à l'adresse : [www.oecd.org/agriculture/env/indicators/workshop](http://www.oecd.org/agriculture/env/indicators/workshop).

## 5.2. Réduction de la pollution de la baie de Chesapeake aux États-Unis : rôle de l'agriculture

### *Situation actuelle en matière de pollution*

La baie de Chesapeake est le plus grand estuaire d'Amérique du Nord et celui qui présente la diversité biologique la plus importante avec plus de 3 700 espèces de plantes et d'animaux. Longue d'environ 320 kilomètres, elle compte plus de 17 500 kilomètres de littoral soumis aux marées et se voit irriguée par 100 000 criques, rus et rivières. Son bassin versant couvre plus de 165 000 km<sup>2</sup>, empiète sur six États - Delaware, Maryland, New York, Pennsylvanie, Virginie, Virginie-Occidentale - et englobe l'ensemble du district de Columbia. Près de 17 millions d'habitants vivent dans l'aire de drainage de la baie. Cette population jouit des avantages considérables du site en termes d'économie et de loisirs, qui, selon les estimations, dépassent 33 milliards USD par an (Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis, 2010a).

Actuellement, la baie demeure dans un état inacceptable, d'après l'Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis (2010a). Malgré le recul global des niveaux de pollution depuis 1985, la plupart des eaux de la baie sont contaminées et ne peuvent soutenir pleinement les activités de pêche, de pêche au crabe, ou de loisir. Les proliférations d'algues alimentées par la pollution par les éléments fertilisants empêchent la lumière du soleil d'atteindre les graminées des eaux profondes de la baie, ce qui entraîne de faibles niveaux d'oxygène dissous. Les sédiments en suspension provenant du développement urbain, des terres agricoles et de certaines sources naturelles sont transportés jusque dans la baie dont ils troublent les eaux. Plusieurs parties de la baie et de ses chenaux de marée sont contaminées par des polluants chimiques que l'on retrouve ensuite dans les tissus des poissons. Les habitats de la baie et les premiers maillons du réseau trophique (espèces benthiques et populations de plancton) ne fonctionnent qu'à 45 % des niveaux souhaités. Bon nombre de populations de poissons et de coquillages sont inférieures aux niveaux historiques.

Le principal risque de pollution pour la baie tient aux éléments fertilisants (azote et phosphore) et aux sédiments du sol. Ces polluants proviennent de sources diverses, notamment les activités agricoles, les stations d'épuration des eaux usées, le ruissellement des eaux pluviales depuis les zones urbaines, et les dépôts atmosphériques de substances issues des centrales électriques, des véhicules et du secteur agricole. Les sources agricoles sont responsables de la majorité de la pollution par les éléments fertilisants et les sédiments dans le bassin versant, avec environ 38 % de la charge d'azote, 45 % de la charge de phosphore et 60 % de la charge de sédiments (graphique 2.3). Environ 50 % de l'azote d'origine agricole provient des effluents d'élevage (Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis, 2010a).

Une longue série d'initiatives remontant aux années 80 a déjà été menée pour restaurer et préserver la baie, en combinant les efforts des pouvoirs locaux, de l'État, des autorités fédérales et d'organisations privées<sup>2</sup>. Toutefois, cette période a vu le fossé se creuser entre les ressources nécessaires aux activités de restauration et les investissements consentis pour la protection et la dépollution du bassin versant. D'après des estimations de 2006, il faudrait que les autorités fédérales investissent 15 à 30 milliards USD par an au total pour restaurer la baie de Chesapeake, alors qu'en pratique, les dépenses engagées à cette fin sont évaluées entre 200 et 400 millions USD (Stanton et autres, 2010).

Seule une portion de la pollution par les éléments fertilisants et les sédiments de la baie est visée par la *loi sur la qualité de l'eau* ou la *loi sur la qualité de l'air*. D'après les estimations du Bureau pour le programme de la baie de Chesapeake rattaché à l'EPA, la réglementation fédérale concerne seulement quelque 49 % de l'azote, 35 % du phosphore, et 4 % des sédiments. Le meilleur modèle indique que pour satisfaire les normes de qualité de l'eau, il faut réduire la pollution de la baie de 30 % concernant l'azote et de 8 % pour le phosphore. À cet effet, il conviendra de diminuer significativement et durablement les rejets issus de tous les types de sources, y compris agricoles.

### *Mesures de lutte contre la pollution dans la baie de Chesapeake*

Compte tenu de la détérioration continue de la qualité de l'eau dans la baie et des milliards de dollars investis par les pouvoirs publics sur plusieurs décennies pour la restaurer, et devant les progrès insuffisants réalisés par les autorités locales et les six États dans la protection de la baie, trois changements stratégiques majeurs ont été décidés en 2009 afin de réhabiliter la baie.

- En mai 2009, le président Obama a fait paraître un **décret** contraignant les ministères fédéraux (Environnement, Agriculture, Commerce, Défense, Sécurité intérieure, Intérieur et Transports) à engager de nouveaux efforts de restauration fondés sur la collaboration entre les agences publiques fédérales, des États et locales, les entités privées et les organisations environnementales. Ce *décret* définit quatre priorités : restaurer la qualité de l'eau ; reconstituer l'habitat ; soutenir la faune et les populations de poissons ; conserver les terres et améliorer l'accès du public. En pratique, avec ce *décret*, la gestion globale de ces opérations passe des mains des pouvoirs locaux et des États à celles des autorités fédérales.
- La *loi sur la restauration de la qualité de l'eau et de l'écosystème de Chesapeake* promulguée en octobre 2009 définit essentiellement la stratégie de remise en état de la baie, et confie à l'EPA le pouvoir réglementaire de contraindre les États à proposer et mettre en œuvre des programmes respectant les obligations de baisse de la pollution auxquelles ils sont soumis, tout en lui permettant de sanctionner les États qui demeurent inactifs. Grâce à cette loi, le financement des projets de restauration s'appréciera fortement et 200 millions USD devraient notamment être investis dans des projets agricoles, d'après les estimations.
- En mai 2009, l'EPA a approuvé la mise en œuvre de **nouvelles normes de réduction de la pollution**, qui incluent l'application de charges quotidiennes maximales totales (Total Maximum Daily Loads, TMDL) correspondant à la quantité maximale de pollution que la baie peut absorber tout en respectant les normes de qualité de l'eau. Essentiellement, les TMDL fixent un plafond global de pollution de la baie, ouvrant ainsi la voie à l'échange de crédits de qualité de l'eau.
- Les TMDL sont établies pour chaque État puis réparties au niveau des juridictions locales, notamment pour la pollution diffuse d'origine agricole (Stanton et autres, 2010). Les plafonds de pollution ont déjà été répartis et fixés au niveau local avec une première échéance de baisse de la pollution prévue en décembre 2011, les deux autres dates butoirs étant définies pour 2017, où 60 % de la réduction des TMDL doit être réalisée, puis 2025, date à laquelle les efforts de dépollution doivent aboutir<sup>3</sup>.

L'EPA a développé une *Stratégie pour le respect et l'application des dispositions relatives à la baie de Chesapeake* qui constitue le cadre global commun aux trois mesures détaillées ci-dessus (Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis, 2010a). Cette stratégie oriente l'utilisation des outils dont dispose l'EPA pour faire respecter et appliquer les dispositions visant les sources de pollution qui dégradent la baie. Étendue sur plusieurs années et impliquant différents États, cette stratégie fait appel aux autorités de surveillance de l'eau, de l'air et des déchets pour lutter contre les infractions aux lois fédérales sur l'environnement entraînant la pollution de la baie par des éléments fertilisants, des sédiments ou autres substances. Les mesures clés spécifiques à l'agriculture prises dans le cadre de la *stratégie* de l'EPA sont notamment les suivantes (Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis, 2010a) :

- identification des sources agricoles qui rejettent de fortes quantités de polluants, supérieures aux plafonds autorisés par la *loi sur la qualité de l'eau*, la *loi sur la qualité de l'air* et les autres mesures environnementales en vigueur ;
- extension de la définition des élevages d'élevage intensif pour englober les élevages de taille plus modeste, puisque la réglementation actuelle ne porte que sur un tiers des effluents d'élevage produits dans le bassin de la baie de Chesapeake ;
- durcissement des conditions d'octroi de permis pour l'épandage d'effluents d'élevage sur les sols ;
- définition de prescriptions plus contraignantes dans les permis relatifs aux pesticides relevant du *système national d'élimination des rejets de polluants*, en vue de diminuer les apports de pesticides dans la baie ;
- coordination du financement des programmes de lutte contre la pollution par les éléments fertilisants et les sédiments en agriculture élaborés par le ministère de l'Agriculture des États-Unis et l'EPA ;
- développement des possibilités appropriées à l'établissement de marchés environnementaux et de l'échange de crédits sur les éléments fertilisants dans le secteur agricole et avec d'autres secteurs polluants, afin d'améliorer le rapport coût-efficacité de la restauration des bassins versants.

### ***Intensification de la réforme des politiques***

L'EPA considère la nouvelle stratégie pour le bassin hydrographique de la baie de Chesapeake comme un modèle pour des programmes de protection de l'eau similaires dans d'autres parties des États-Unis, en particulier les Grands Lacs, le Mississippi et le golfe du Mexique (Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis, 2010b). Il est évident que la ligne d'action adoptée pour ce site marque un tournant majeur dans la stratégie de lutte contre la pollution aquatique d'origine agricole des États-Unis, en apportant des changements ambitieux aux politiques fédérales visant à restaurer la baie, et avec des retombées plus vastes sur la maîtrise de ce type de pollution dans tout le pays (Perez, Cox et Cook, 2009).

La *loi sur la restauration de la qualité de l'eau et de l'écosystème de Chesapeake* fait néanmoins craindre de nouveaux coûts pour les exploitants, liés par exemple à l'installation de clôtures pour protéger les cours d'eau et les rivières du bétail. Le secteur agricole déplore également que les TMDL de l'EPA soient calculées, selon lui, à partir de données et principes scientifiques erronés. Cependant, comme mentionné auparavant, la stratégie de l'EPA pour la baie prévoit des financements supplémentaires pour les projets

de restauration du secteur agricole. L'enrichissement des connaissances scientifiques, l'amélioration des données de suivi de la qualité de l'eau de la baie ainsi que la collaboration avec les parties prenantes concernées font également partie intégrante du programme de l'EPA. En particulier, il s'agira de coopérer avec les exploitants répartis au niveau local dans le bassin versant afin qu'ils appréhendent mieux les liens entre l'agriculture et la qualité de l'eau de la baie (Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis, 2010a).

La possibilité de développer l'échange de crédits de qualité de l'eau dans la baie est synonyme de nouveau créneau économique puisque cela permettrait aux exploitations de vendre des crédits d'éléments fertilisants aux sources implantées dans la baie pour qui la réduction des rejets de ces contaminants coûte cher, comme les stations d'épuration (encadré 4.2). Une expérience limitée d'échanges de crédits de qualité de l'eau en rapport avec le secteur agricole est déjà en cours dans la baie dans le cadre du *Programme d'échange de droits d'eau de Pennsylvanie* (graphique 4.1). La participation financière des pouvoirs publics aux coûts d'adoption de bonnes pratiques de gestion agricole, conjuguée à la mise en place d'un marché des crédits d'éléments fertilisants à l'échelle de la baie, pourrait être bénéfique pour les exploitations. Une façon de procéder pourrait consister à couvrir une bonne partie des dépenses relatives aux conduites à adopter avant l'ouverture des échanges, et à offrir une source de revenus et de bénéfices pour la plupart des exploitations – mais pas toutes –, ces avantages étant susceptibles de varier selon l'emplacement ou la mise en œuvre préalable de bonnes pratiques de gestion (Perez, Cox et Cook, 2009 ; Ribaud et autres, 2010b). Par ailleurs, il existe des accords privés de coopération volontaire en vue de développer les échanges de crédits d'éléments fertilisants dans la baie, à l'image du programme *Chesapeake Fund*.

Le renforcement de la réglementation pour lutter à la fois contre les émissions atmosphériques et les rejets dans l'eau imputables aux éleveurs de la baie peut entraîner des coûts économiques et environnementaux indésirables et non anticipés (Aillery et autres, 2005). Si les initiatives contre les émissions d'ammoniac étaient largement suivies, elles pourraient encourager l'épandage excessif d'effluents azotés dans les élevages d'engraissement non intensif, au détriment de la qualité de l'eau. D'autres mesures seraient nécessaires pour résoudre ce problème, par exemple pour que les propriétaires fonciers acceptent de recourir davantage aux effluents d'élevage, pour développer des applications industrielles de ces effluents, réduire les cheptels et soutenir le transport des effluents à longue distance (Aillery et autres, 2005).

Depuis maintenant plus de 25 ans, le ministère de l'Agriculture des États-Unis a considérablement augmenté le financement des programmes agroenvironnementaux de conservation (graphique 1.4). Bien que ces programmes n'aient pas visé directement la pollution de la baie d'origine agricole, ils ont tout de même eu diverses retombées positives indirectes sur la qualité de l'eau du site. Parmi les succès les plus notables figure le déclin de l'érosion des sols sur les terres cultivables et les pâturages, qui s'explique par le respect du *Conservation Reserve Programme* (CRP) (OCDE, 2011b). En outre, les dépenses associées au *Programme d'incitation en faveur de la qualité de l'environnement* (EQIP) ont grimpé rapidement ces dernières années (graphique 1.4), plus de la moitié de ces investissements étant consacrés à la préservation de la qualité de l'eau et à la gestion des effluents d'élevage (Shortle et autres, 2012).

Il apparaît que ces mesures, conjuguées à celles adoptées volontairement par les exploitants, ont eu une certaine efficacité en termes de réduction des apports de polluants dans la baie. D'après une étude réalisée récemment par *l'US Natural Resources*

*Conservation Service* (2011) sur les pratiques appliquées sur les terres cultivées dans la région de la baie de Chesapeake, la plupart de ces terres font l'objet de pratiques structurelles et/ou de gestion destinées à lutter contre l'érosion des sols. Près de la moitié des terres arables sont protégées par au moins une pratique structurelle (tampons ou terrasses, par exemple). Une forme ou une autre de travail du sol réduit est appliquée sur 88 % des terres cultivables. L'adoption de pratiques de conservation a permis de réduire de 55 % les pertes de sédiments en bordure des champs, de 42 % les fuites d'azote par ruissellement, de 31 % les fuites d'azote par écoulement souterrain et de 41 % les fuites de phosphore (particulaire et soluble).

En dépit des avantages procurés par l'accroissement des investissements dans les programmes agroenvironnementaux de conservation de la qualité de l'eau dans l'ensemble des États-Unis et dans la baie en particulier, certaines préoccupations demeurent à l'égard de ces dispositifs (OCDE, 2011b ; Shortle et autres, 2012).

- **Ciblage médiocre**, comme au titre du CRP, par exemple, qui s'avère être particulièrement fruste puisqu'il réduit simplement la superficie des terres productives sans exiger de nouvelles pratiques de gestion sur les sols cultivés, qui continuent donc à contaminer l'eau. De plus, les paiements au titre de la conservation tendent à être bien plus lourds pour les petites exploitations que pour les exploitations commerciales et de taille moyenne qui comptent pour près des deux tiers de la production agricole totale du pays. Par conséquent, une participation accrue aux programmes de conservation des exploitations de taille supérieure serait plus efficace pour combattre les problèmes comme la pollution de l'eau.
- L'EQIP a certes l'avantage de cibler les pratiques sur les terres productives, mais les terrains les plus polluants peuvent échapper à ce programme car la participation est volontaire et c'est l'exploitant qui en prend l'initiative. Un autre problème posé par le recours à des paiements incitatifs dans le cadre de mesures de conservation volontaires destinées à réduire la pollution de l'eau d'origine agricole, tient au fait que ces paiements peuvent ne plus être compétitifs en cas de hausse des prix des productions végétales. Sachant que les prix du maïs devraient normalement se maintenir à un niveau élevé (graphique 2.4), il restera plus intéressant pour les exploitants de cultiver les terres que d'adhérer à un programme de conservation ; qui plus est, ces prix élevés pourraient les encourager à mettre en production des terres marginales et plus sensibles à l'érosion, ce qui serait préjudiciable à la qualité de l'eau. En particulier, le programme de la baie de Chesapeake a jusqu'à présent accordé beaucoup moins d'importance à la présentation des coûts associés à l'adoption de différentes mesures antipollution par les exploitants à une échelle suffisamment importante pour produire un impact (Roberts et autres, 2010).
- **Manque de cohérence**. De fait, il y a une contradiction entre les programmes agricoles incitant à augmenter la production et les programmes de conservation qui cherchent à limiter les dégâts environnementaux qui peuvent en résulter. Aux États-Unis, environ 30 % (2008-10) du soutien aux producteurs dépend de la production de denrées sans restriction sur la consommation d'intrants variables, même si cette proportion témoigne d'une chute par rapport aux 50 % de la période 1986-88 (graphique 1.3). Récemment, le soutien du pays à la production d'éthanol, par exemple, a entraîné une hausse de la production de maïs qui affectera probablement la qualité de l'eau du fait de l'accroissement de la demande en engrais inorganiques (encadré 2.2).

- **Alourdissement des coûts et complexité du suivi.** En particulier, les programmes de conservation comme l'EQIP sont étendus à un plus grand nombre de pratiques de conservation sur les terres cultivées et à un plus large éventail d'exploitations, ce qui rend leur suivi techniquement complexe et leur application toujours plus onéreuse.
- **Financement inadapté.** Cela limite la capacité des programmes agroenvironnementaux de conservation de susciter des avancées significatives dans la lutte contre les problèmes comme la pollution de l'eau. Dans le cas de l'EQIP, par exemple, les demandes de participation des exploitants ont été bien supérieures à ce que permettaient les niveaux de financement.

### 5.3. Réduction de la salinité dans l'agriculture pour améliorer la qualité de l'eau : cas de l'Australie

L'une des principales causes de la dégradation du sol en Australie est la salinité, qui constitue une menace sérieuse pour les espèces indigènes, les populations écologiques et le fonctionnement des écosystèmes. La salinité provient de l'élévation des nappes qui entraînent avec elles des sels naturels vers la surface, et, en quantité suffisante, ces minéraux deviennent toxiques pour la majorité des plantes.

Ce phénomène résulte du défrichage intensif opéré dans le pays, essentiellement à des fins agricoles. Le remplacement des arbres ou d'autres végétaux aux racines profondes par des cultures à racines superficielles et des pâturages qui consomment moins d'eau a entraîné l'élévation des nappes, susceptible de saliniser les zones non irriguées. Il est plus difficile de lutter contre la salinité des zones non irriguées que contre celle qui découle de l'irrigation, généralement mieux comprise et gérée. Le défrichage peut aussi entraîner l'érosion du sol et, quand cela modifie le bilan hydrologique, la salinité des sites non irrigués.

En 2000, on a évalué que près de 6 millions d'hectares australiens risquaient fortement de devenir salins. Les prévisions indiquent que si des solutions efficaces ne sont pas mises en œuvre, la superficie affectée pourrait s'étendre à 17 millions d'hectares d'ici 2050, dont une majorité de terres agricoles (plus de 11 millions d'hectares). En 2002, environ 20 000 exploitations et 2 millions d'hectares de terres agricoles présentaient effectivement des signes de salinité. Dans nombre d'exploitations, cette salinité s'est traduite par des pertes de productivité et de revenu.

Les conséquences de la salinité portent au-delà des exploitations agricoles, la plus importante étant apparemment la salinisation des cours d'eau qui touche l'eau de boisson et d'irrigation : ainsi, en Australie-Occidentale, certaines eaux de surface sont déjà trop salines pour la consommation humaine. Parmi les autres conséquences figurent les atteintes à la biodiversité et aux infrastructures comme les routes ou les canalisations<sup>4</sup>.

Depuis les années 80, l'Australie a lancé divers programmes pour diminuer l'ampleur et les retombées potentielles de la salinité. Le point fort de cette action date de 2000 avec le programme le plus important en termes d'investissement, intitulé *National Action Plan for Salinity and Water Quality* (NAP). Ce programme a bénéficié d'un budget de 1.4 milliard AUD (1.2 milliard USD) sur sept ans jusqu'en 2008, assumé à parts égales par le Commonwealth et l'État. Les programmes sur la salinité se poursuivent dans le cadre du *Caring for our Country Programme* qui a débuté en 2008 et constitue l'initiative nationale actuelle en faveur de la gestion des ressources naturelles associées au secteur agricole (Grundy et Barson, 2010 ; Pannell et Roberts, 2010 ; et graphique 1.5). Le NAP a été appliqué par le biais de 56 associations de gestion de bassin versant (Catchment

Management Organisations, CMO), et de leurs 1 700 projets régionaux répondant aux priorités et problèmes locaux et resserrant les liens avec les collectivités locales (Grundy et Barson, 2010).

Si ce programme a désormais pris fin, il a permis diverses expériences utiles pour la conception et la mise en œuvre futures de mesures environnementales à titre général, y compris celles qui visent spécifiquement la qualité de l'eau en agriculture. Les leçons à tirer de ces expériences constituent la base de la discussion dans la suite de ce chapitre.

Globalement, les évaluations du NAP menées dans quatre examens publics et par des chercheurs du monde académique ont toutes conclu que ce programme ne parvenait pas à susciter les changements nécessaires pour endiguer la salinité. Dans son examen du NAP effectué en 2008, l'Australian National Audit Office considère qu'en l'état, les initiatives encadrées par le NAP n'ont guère démontré qu'elles permettaient d'atteindre les résultats attendus à l'échelle nationale. Rares étaient les informations tendant à démontrer que les objectifs, même atteints, pourraient suffire à enrayer voire inverser la dégradation de l'état du bassin versant dans de nombreuses zones (Auditor General, 2008).

Les expériences du NAP permettent d'identifier plusieurs exigences fondamentales pour établir des plans d'action efficaces pour la gestion des ressources naturelles, comme ceux qui s'attaquent à la pollution diffuse de l'eau d'origine agricole<sup>5</sup> :

- *Prioriser les projets* : la tendance des programmes environnementaux est d'afficher trop d'ambitions dans trop de projets insuffisamment financés. Dans le cas du NAP, le budget a été jugé comme étant limité pour gérer la salinité de manière complète. En extrapolant ces remarques aux programmes ciblant la pollution diffuse d'origine agricole, on en déduit qu'il faut d'abord financer les projets hautement prioritaires.

Parmi les investissements de lutte contre la pollution diffuse de l'eau, la priorité absolue devrait revenir à ceux qui concernent des actifs environnementaux particulièrement précieux (tels qu'un écosystème aquatique de grande valeur), confrontés à une menace importante ou subissant une dégradation rapide. Ces investissements doivent offrir d'excellentes perspectives d'atténuer la menace ou la dégradation pour un coût raisonnable, et l'effort requis pour améliorer la qualité de l'eau doit être assez attractif pour les exploitants agricoles ou les gestionnaires de l'eau. Cela suggère que les paiements pour améliorer les réseaux hydrographiques doivent être motivés par les résultats et soumis à une analyse coûts-avantages, pour encourager les gestionnaires de bassin versant à introduire des mesures bien ciblées.

- *Choisir des mécanismes d'action appropriés* : même quand des décisions saines sont prises concernant le ciblage des problèmes de qualité de l'eau, il est toujours possible qu'un investissement ne produise pas les résultats souhaités à cause d'un mauvais choix des mécanismes d'action. Pour s'élargir, le NAP a recouru à des fonds mal adaptés à l'échelle voulue. Le choix d'un instrument de gestion (p. ex. paiements, réglementation, échange de crédits de qualité de l'eau, accords de coopération) doit donc prendre en compte les conditions locales et les caractéristiques générales d'un problème.
- *Utiliser les meilleures informations techniques et socio-économiques disponibles* : les relations entre l'agriculture et la qualité de l'eau sont complexes et requièrent donc une quantité considérable d'informations techniques et socio-économiques concernant l'impact probable (sciences), les coûts (économie) et la réaction des exploitants (social) relatifs aux changements de gestion. Les CMO qui travaillaient sur les projets du NAP ont souvent mal utilisé ces informations dans leur gestion des plans de lutte contre la salinité et, plus généralement, n'ont pas su juger sainement des données nécessaires. Ce

constat souligne la nécessité de : garantir que les parties prenantes d'un bassin hydrographique disposent des meilleures informations scientifiques disponibles pour prendre leurs décisions ; fournir des aides et des ressources aux exploitants afin qu'ils utilisent les données techniques et économiques notamment pour planifier leurs activités ; et former les gestionnaires de bassin versant et les exploitants au maniement des données techniques et économiques.

- *Fixer des objectifs réalistes* : les objectifs peuvent se révéler utiles pour permettre des avancées dans certaines directions, mais ils doivent demeurer réalistes. Le NAP exigeait des CMO qu'elles fixent des objectifs, mais ceux-ci n'étaient pas facilement mesurables ou n'étaient pas accompagnés d'un échéancier explicite. De plus, les objectifs doivent rester compatibles avec les réponses biophysiques connues et en particulier, s'agissant de la qualité de l'eau, tenir compte du délai entre l'introduction d'une pratique et l'apparition de ses résultats (chapitre 1.5).
- *Inciter et soutenir les exploitants* : comme mentionné précédemment, le NAP prévoyait des incitations inadaptées pour que les exploitants et propriétaires de terrains luttent contre la salinité, en raison d'un financement insuffisant, de la fragilité des données techniques et socio-économiques devant orienter les décisions de gestion, et d'objectifs inefficaces. Pour obtenir des résultats sur l'environnement, les exploitants et gestionnaires des bassins versants ont besoin de fonds et d'autres mécanismes conçus pour inciter à satisfaire les objectifs de manière efficace par rapport aux coûts.
- *Investir dans les programmes visant des résultats à long terme* : étant donné le budget fixe de la plupart des programmes environnementaux, les gestionnaires sont amenés à faire des compromis en investissant dans les projets qui donnent des résultats immédiats et ceux qui promettent des effets supérieurs à long terme. Parmi ces derniers figurent les recherches pour développer de nouvelles technologies et collecter des informations qui contribuent à améliorer la prise de décision en matière de lutte contre la pollution diffuse. Le NAP n'a que peu investi dans les nouvelles technologies ou les pratiques favorisant une meilleure gestion de la salinité.
- *Éviter les effets connexes néfastes* : dans certaines circonstances, les programmes engagés pour résoudre un problème environnemental peuvent en aggraver un autre. Par exemple, avant et pendant le NAP, de nombreux arbres ont été plantés en vue de réduire les rejets salins dans les cours d'eau, mais ils ont eu un impact négatif en limitant la quantité d'eau douce superficielle ruisselant vers ces rivières.
- Ce cas souligne également une situation transposable à la qualité de l'eau en agriculture, où une source de pollution unique (p. ex. l'azote) peut affecter simultanément plusieurs milieux environnementaux (l'eau et l'air en l'occurrence). Ainsi, les approches de la pollution limitées à un seul milieu peuvent déboucher sur des coûts économiques et environnementaux inutiles et imprévus (Aillery et autres, 2005). Par exemple, la réaction logique d'un exploitant tenu de respecter les normes réglementaires de qualité de l'eau pourrait consister à réduire la quantité d'éléments fertilisants dans le fumier épandu sur les champs en laissant davantage d'azote s'échapper des installations de stockage des effluents d'élevage, ce qui augmenterait les émissions d'ammoniac dans l'air (Aillery et autres, 2005).

#### 5.4. Mise en œuvre de l'échange de crédits de qualité de l'eau pour lutter contre la pollution azotée dans le Lac Taupo, Nouvelle-Zélande<sup>6</sup>

D'après une évaluation récente, si la qualité des ressources en eau de Nouvelle-Zélande demeure relativement satisfaisante dans l'ensemble, elle est préoccupante dans un certain nombre de bassins versants situés dans les plaines ; des initiatives coûteuses s'imposent pour réhabiliter les lacs emblématiques, et la possible détérioration de la qualité des eaux souterraines suscite des interrogations (Land and Water Forum, 2010 ; OCDE, 2011f). Au plan national, les rejets dans les réseaux hydrographiques des sources diffuses, surtout d'origine agricole, dépassent aujourd'hui largement la pollution ponctuelle (chapitre 2.3). Ce constat occasionne des litiges et des problèmes de gouvernance à propos de l'intensification de l'agriculture, en particulier du secteur laitier, et de la pollution diffuse de l'eau d'origine agricole (Fisher et Russell, 2011 ; Land and Water Forum, 2010).

Conscient du défi de plus en plus important que représente la gestion de l'eau, et notamment de la pollution et de l'utilisation des ressources en agriculture, le gouvernement de Nouvelle-Zélande (2011) a publié une déclaration de politique nationale dans laquelle il définit à l'intention des collectivités locales (Conseil régional) des objectifs et des mesures de gestion durable et intégrée de l'eau. À l'appui de cette déclaration, il a décidé de fournir une aide financière de 15 millions NZD (soit 13 millions USD) en 2011 et 2012 aux Conseils régionaux pour la dépollution des masses d'eau douce historiquement contaminées. De plus, la déclaration de politique nationale prévoit de créer un Fonds pour l'accélération de l'irrigation qui sera doté de 35 millions NZD (31 millions USD) dans les cinq prochaines années afin de contribuer à développer des projets d'investissement dans des infrastructures d'irrigation.

Dans le cadre de la stratégie de gestion de l'eau, le Conseil Régional, l'État, le Conseil du District Taupo, et Ngati Uuwharetoa (la population autochtone locale) mettent en œuvre un projet innovant d'échange de crédits de qualité de l'eau pour lutter contre la détérioration de la qualité de l'eau dans le lac Taupo, classé au patrimoine mondial par l'UNESCO. Situé au centre de l'île du Nord de la Nouvelle-Zélande, le lac Taupo est le plus grand lac d'eau douce d'Australasie (616 km<sup>2</sup>). Il jouit d'une eau très claire (profondeur de Secchi moyenne de 14.6 m) et offre un cadre très apprécié pour la pêche de loisir, grâce aux truites qui y ont été introduites. Avec la ville de Taupo sur ses rives, le lac est l'épicentre d'une activité touristique locale intense qui attire 1.2 million de visiteurs par an. Cependant, la qualité des eaux du lac Taupo s'est dégradée depuis les trente dernières années. Les concentrations d'azote dans les cours d'eau qui drainent les sous-bassins pastoraux ont fait depuis les années 70 un bond de 50 % à 300 % selon les bassins. Ces teneurs en azote élevées provoquent la prolifération d'algues microscopiques, affectant la clarté de l'eau et stimulant la croissance des herbes dans les zones riveraines.

Auparavant, ces apports provenaient principalement des eaux usées urbaines et des ruissellements d'eaux pluviales, mais aujourd'hui la pollution diffuse due au pastoralisme représente plus de 90 % des rejets azotés « gérables » (c'est-à-dire d'origine humaine) dans le lac Taupo. En raison de l'importance des délais nécessaires pour que les ruissellements azotés des eaux souterraines atteignent le lac, on prévoit une hausse des apports, d'après l'utilisation actuelle des sols.

Face à cette situation, le Conseil Régional a lancé un dispositif de plafonnement et d'échange de crédits de qualité de l'eau visant avec d'autres mesures à faire reculer les déversements d'azote dans le lac de 20 % à l'horizon 2020 (153 tonnes par an), provenant de la pollution diffuse générée par l'agriculture et d'autres utilisations du sol. L'opération implique de plafonner l'utilisation des terres dans l'aire de drainage du lac à hauteur des niveaux récents de lessivage des nitrates, et de transférer 81.3 millions NZD (57 millions USD) des caisses publiques (45 % du gouvernement et 55 % du gouvernement local) vers un fonds sans but lucratif afin d'acheter aux exploitants suffisamment de « crédits de rejet d'azote » dans le bassin pour réussir à réduire ces apports de 20 % (OCDE, 2011f).

Les propriétaires des terrains situés dans le bassin versant sont à présent tenus d'avoir une autorisation de crédit spécifique de rejet d'azote afin de respecter les nouveaux règlements. Les détenteurs d'autorisation peuvent acheter des quantités supplémentaires d'azote ou vendre des excédents d'azote aux autres détenteurs d'autorisation du bassin versant. Le marché est aujourd'hui opérationnel, certaines exploitations profitant du dispositif pour améliorer leurs pratiques agricoles en vue de limiter les rejets d'azote et ainsi vendre leurs crédits excédentaires (actuellement échangés autour de 300-400 NZD/kg – 220-290 USD/kg). Les autorités centrales et les conseils financent également les opérations qui réduisent les apports d'azote dans le lac, en faisant l'acquisition de crédits d'azote (Land and Water Forum, 2010).

Ce dispositif n'est pas sans faire l'objet de controverse parmi les différents acteurs concernés. L'allocation initiale des crédits de rejet fait partie des sujets de discorde. L'allocation initiale des droits de rejet a été offerte aux émetteurs de rejets de l'époque sur la base de leurs rejets historiques. Cela signifie que les propriétaires forestiers doivent acheter des crédits s'ils souhaitent exploiter leurs terres mais ont l'impression que les agriculteurs, qui sont les principaux responsables de la pollution du lac Taupo, seront récompensés par des crédits et n'auront pas à diminuer leurs rejets dans l'environnement.

Le Conseil Régional estime que beaucoup de ces agriculteurs pourraient faire faillite si les crédits étaient alloués en fonction de la superficie de leurs terrains ou d'après d'autres formules les contraignant à acheter l'essentiel des crédits indispensables à la poursuite de leur activité. Les règles d'allocation du Conseil Régional supposent que les exploitants ne seront pas tenus de réduire les rejets par rapport aux niveaux récents mais qu'ils seront indemnisés s'ils réussissent à le faire, une décision maintenue par la cour de justice de l'Environnement. Cependant, si des réductions d'azote supérieures à 20 % s'avèrent nécessaires pour protéger le lac, comme le révélera l'examen du plan en 2020, on ne sait pas si les exploitants seront indemnisés.

En allouant des crédits en fonction des usages historiques, l'initiative du Conseil Régional pourrait avoir créé des incitations pernicieuses dans d'autres bassins versants souffrant aussi de concentrations d'azote supérieures aux objectifs fixés. En effet, les exploitants de ces autres bassins pourraient utiliser davantage d'azote (et ainsi grossir la pollution) par anticipation de la future allocation de crédits d'azote. Dans cette optique, cette politique favorise l'efficacité statique mais pas l'efficacité dynamique.

Un des principaux éléments de succès dans la mise en œuvre du dispositif du Conseil Régional découle de l'environnement institutionnel. L'environnement institutionnel de l'agriculture néo-zélandaise est plus simple que dans la plupart des pays de l'OCDE, car le secteur reçoit peu d'aides susceptibles de fausser les décisions sur la production. En outre, les droits de propriété formels n'ont pas posé de problème puisque la législation environnementale de la Nouvelle-Zélande accorde aux conseils locaux le pouvoir de

lutter contre les rejets dans l'eau, qu'ils proviennent de sources de pollution diffuses ou ponctuelles. Cela étant, le Conseil Régional a choisi de reconnaître les usages existants comme des droits de propriétés implicites en acceptant d'allouer les droits de rejets historiques aux agriculteurs et d'accorder une indemnisation pour toute réduction. Cela a suffi à faire en sorte que le programme soit approuvé et mis en œuvre par le Conseil Régional.

Globalement, le programme d'échange de crédits de qualité de l'eau du Conseil Régional est aujourd'hui unique en son genre parmi les pays de l'OCDE, en ceci qu'il s'appuie sur un dispositif de plafonnement et d'échange de la pollution diffuse d'origine agricole, contrairement aux programmes partiellement plafonnés qui prédominent dans les systèmes d'échange de crédits de qualité de l'eau d'Amérique du Nord (chapitre 4.2). Par ailleurs, l'initiative menée au lac Taupo constitue une avancée significative dans l'application du principe pollueur-payeur à la pollution aquatique diffuse d'origine agricole. Le Land and Water Forum de Nouvelle-Zélande considère cependant qu'il est nécessaire d'approfondir l'étude de ces programmes, notamment la façon de les appliquer dans les différents bassins versants (Land and Water Forum, 2010). De fait, le Conseil Régional étudie actuellement la possibilité d'appliquer plus largement dans la région placée sous sa responsabilité le dispositif instauré pour le lac Taupo (OCDE, 2011f).

### 5.5. Amélioration de la recherche sur la pollution aquatique diffuse : France et Royaume-Uni<sup>7</sup>

Dans leurs efforts respectifs pour mieux comprendre et réduire la pollution aquatique diffuse d'origine agricole, la France et le Royaume-Uni ont mis en place deux grands projets de recherche. Le projet du **Royaume-Uni**, intitulé Demonstration Test Catchments (DTC), est une nouvelle initiative du ministère de l'Environnement, de l'Alimentation et des Affaires rurales (Defra) pour former une plate-forme de recherche afin de développer plusieurs méthodes de gestion intégrée de la pollution diffuse d'origine agricole au niveau du bassin versant. En **France**, les ministères de l'Agriculture et de l'Environnement ont également lancé une grande initiative pour la recherche conduite par l'Institut national de la recherche agronomique (Inra) pour coordonner le plan national Écophyto qui doit permettre de faire reculer l'usage des pesticides de 50 % à l'horizon 2018.

#### *Le projet britannique des Demonstration Test Catchments*

La pollution diffuse des systèmes aquatiques dresse un obstacle important à l'amélioration continue des cours d'eau et des lacs britanniques, tandis que la qualité des eaux souterraines poursuit sa détérioration. Près des trois quarts du territoire du Royaume-Uni sont consacrés à la production agricole et l'influence de cette activité sur l'eau et les écosystèmes qui en dépendent est significative (tableau 5.1). Les études d'évaluation estiment que le coût de la pollution aquatique d'origine agricole est considérable dans le pays. Une des études les plus récentes, le rapport Jacobs (2008), dont les conclusions rejoignent globalement celles des études précédentes, signale que le coût total de l'agriculture sur les réseaux hydrographiques britanniques en 2007 dépassait les 230 millions GBP annuels (460 millions USD) (tableau 5.2). Or, ce chiffre est probablement sous-estimé car seule une partie du territoire a été prise en compte, et les connaissances scientifiques sont encore en cours de perfectionnement (Moxey, 2012).

Les bassins versants sont des systèmes d'une grande complexité, et il est impératif d'en acquérir une meilleure connaissance scientifique et socio-économique pour améliorer la gestion des terres, de l'eau et de l'économie rurale et pour optimiser les services écosystémiques. Néanmoins, les nombreuses interactions entre des facteurs environnementaux, sociaux et économiques parfois concurrents dans un même bassin versant sont rarement prises en compte de manière globale. Beaucoup d'aspects restent mal connus, comme la façon dont les exploitants réagissent à l'information, aux incitations économiques et aux règlements, ou encore le temps qui s'écoule avant que les écosystèmes soient réhabilités une fois que la qualité de l'eau s'améliore (chapitre 1.5).

Tableau 5.2. Coûts de la qualité de l'eau au Royaume-Uni imputables à la pollution aquatique d'origine agricole : 2007

Catégorie	Description	Coût millions de GBP	Commentaires
Cours d'eau	Cours d'eau dont la qualité n'est pas « bonne » à cause de la pollution diffuse d'origine agricole	62 (EUR 91)	Probablement sous-estimé à la lumière des travaux plus récents
Lacs	Eutrophisation des lacs à cause de la pollution diffuse d'origine agricole	27 (EUR 40)	Sous-estimé si l'on considère les travaux plus récents et la couverture territoriale incomplète.
Eaux de baignade	Eaux de baignade ne respectant pas les normes sur les organismes indicateurs de pollution fécale (FIO)	11 (EUR 16)	Sous-estimé d'après les travaux les plus récents et le manque de données sur l'eutrophisation marine.
Estuaires	Estuaires dont la qualité n'est pas « bonne » à cause de la pollution diffuse d'origine agricole	3 (EUR 4)	Probablement sous-estimé à la lumière des travaux plus récents
Eau de boisson	Décontamination	129 (EUR 190)	Incertitudes dues au manque de données et à une couverture territoriale incomplète.

Source : Jacobs Report (2008), *Environmental Accounts for Agriculture*, Rapport final préparé pour le ministère de l'Environnement, de l'Alimentation et des Affaires rurales du Royaume-Uni, [www.dardni.gov.uk/environmental-accounts.pdf](http://www.dardni.gov.uk/environmental-accounts.pdf)

Le programme DTC a été lancé en décembre 2009 et durera jusqu'à novembre 2014 avec un budget de 8 millions GBP (13 millions USD). Il vise à tester l'efficacité des mesures existantes et des initiatives nouvelles intégrables aux pratiques agricoles sans avoir de retombées disproportionnées sur la production de denrées alimentaires à l'échelle de bassins hydrographiques entiers. La base de données découlant des expériences relatives aux mesures existantes sera constituée à partir des travaux déjà entrepris dans les Demonstration Catchments et ailleurs au Royaume-Uni et en Europe. Trois bassins versants ont déjà été sélectionnés pour des études de cas, un quatrième bassin devant les rejoindre en 2011. Ces sites ont été choisis en vertu de la diversité de leurs caractéristiques naturelles, des utilisations du sol à des fins agricoles ainsi que des antécédents de recherche ou du niveau du suivi et de la gestion.

Le programme a pour objectif fondamental d'évaluer l'efficacité d'éventuelles mesures destinées à atténuer la pollution diffuse imputable à l'agriculture tout en préservant la compétitivité et la productivité des exploitations. Ce projet développera une approche s'appuyant sur des données factuelles de façon que les résultats soient transférables à d'autres bassins hydrographiques. Bien que les mécanismes d'application de ces mesures diffèrent dans le détail d'un bassin à l'autre, la stratégie adoptée pour

élaborer des solutions sera similaire afin de rendre le processus plus transparent pour les parties prenantes. Si la priorité demeure la pollution aquatique diffuse d'origine agricole, le programme devra aussi arbitrer les questions de biodiversité, qualité de l'air, du sol, et émissions de gaz à effet de serre. En particulier, les mesures de lutte contre la pollution aquatique diffuse devront tenir compte des exigences de diminution des émissions de gaz à effet de serre tout en garantissant la sécurité alimentaire du pays. À cette fin, les dispositifs et initiatives en place, notamment l'écoconditionnalité et les paiements agroenvironnementaux, seront appliqués dans l'Angleterre rurale.

Un aspect essentiel du programme DTC sera d'effectuer des recherches de manière bien plus collaborative et ouverte, avec le concept des plates-formes de recherche. Il s'agit de réunir les théoriciens qui établissent les modèles et les gens de terrain pour accélérer le processus d'apprentissage itératif selon lequel les nouveaux travaux doivent chercher à tester et perfectionner les modèles conceptuels existants. Des exploitants agricoles, des sociologues et des économistes interviennent aux côtés des chercheurs en sciences naturelles pour s'assurer que les approches sont réalisables, y compris d'un point de vue économique. À plus long terme, le programme DTC a vocation à accueillir des travaux de recherche sur un ensemble plus vaste de sujets, dont le changement climatique, les risques d'inondations, etc., afin de mettre au point des approches intégrées de la gestion des terres qui appuient la production de tout un éventail de services écosystémiques. Ainsi, une recherche plus solide et fondée sur des données factuelles devrait émerger sur la base d'une plus large participation de chercheurs, et non plus seulement à la faveur de projets de recherche isolés.

Une composante importante du programme DTC est de prendre en compte les nouveaux concepts et d'adopter des approches globales et mieux intégrées pour lutter contre la pollution diffuse. Les nouvelles approches de la gestion environnementale reconnaissent le bassin versant comme l'unité d'organisation adaptée pour appréhender et gérer l'environnement dans un contexte qui tient compte de considérations sociales, économiques et politiques. Les principes directeurs d'une approche de gestion intégrée peuvent être résumés par trois obligations simples. Cette approche doit être :

- *fondée sur les connaissances* – les systèmes biophysique et social ne forment qu'un même système « socio-écologique » imbriqué et complexe, et il est indispensable d'améliorer la connaissance de ce lien complexe pour améliorer la gestion ;
- *adaptative* – comme le système socio-écologique est très complexe, et que les non-linéarités (surprises) lui sont intrinsèques, l'évolutivité et l'apprentissage par la pratique doivent être privilégiés ; et
- *participative* – il est prouvé que la gestion environnementale est plus efficace quand l'ensemble des acteurs concernés sont impliqués. C'est l'interaction entre ces acteurs au sein d'une structure organisationnelle appropriée qui débouche sur une gestion intégrée du bassin versant.

Le programme DTC donne lieu à des investissements dans des infrastructures de surveillance à haute résolution. Celles-ci permettront de recourir à la modélisation pour comprendre les sources de pollution, la mobilisation et le transport des polluants et leur impact dans différents réseaux hydrologiques, ainsi que pour prévoir les conséquences des interventions de gestion. À cette fin, la surveillance à l'intérieur des bassins sera répartie de manière appropriée, aussi bien dans l'espace (du champ à l'exploitation et au bassin versant) que dans le temps (échelles temporelles nécessaires à l'acheminement d'une part importante des flux de pollution dans les eaux souterraines). Avec

l'accroissement des connaissances, les besoins d'informations évolueront et la clarification viendra d'une approche itérative de la modélisation conceptuelle.

Les résultats de la plate-forme de recherche DTC devraient bénéficier à l'ensemble de la communauté investie dans la gestion de la terre et de l'eau. Bien que le projet soit conduit par les décideurs politiques à l'échelle nationale (ministère de l'Environnement, de l'Alimentation et des Affaires rurales (Defra) et Environment Agency), il tiendra compte des intérêts de tous les autres secteurs concernés dans une approche collaborative, y compris la communauté agricole, les entreprises de distribution d'eau, les ONG environnementales et les chercheurs. Le développement de communautés de pratique, qui élaborent des stratégies adaptées à leurs conditions géographiques et locales spécifiques tout en se montrant capables d'apprendre les unes des autres et de montrer l'exemple aux communautés d'autres bassins hydrographiques, est un objectif phare du programme DTC.

### ***Aide française à la recherche pour le plan de réduction de l'usage des pesticides Écophyto<sup>8</sup>***

Une évaluation récente de la pollution des réseaux hydrographiques par les pesticides en France révèle qu'il s'agit toujours d'un défi politique majeur. Les pesticides sont largement présents dans les eaux de surface et souterraines, et leur persistance dans l'eau, en particulier souterraine, soulève des inquiétudes. Les fortes baisses de l'usage des pesticides observées s'expliquent principalement par leur retrait du marché et leur interdiction (ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer, 2010).

Alors que les exigences du public en matière de lutte contre le problème de la pollution par les pesticides s'intensifient en France, et que les directives et règlements communautaires sur les pesticides ont récemment été renforcés (directive sur l'utilisation durable des pesticides, directive 2009/128/CE ; règlement concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques, règlement CE no 1107/2009), la pression augmente sur les décideurs politiques français pour résoudre cette question (Saint-Ges et Belis-Bergouignan, 2009).

À cet effet, les pouvoirs publics français ont lancé en juillet 2007 le « Grenelle de l'environnement », une consultation approfondie des multiples acteurs concernés par la protection de l'environnement, y compris le secteur agricole. À l'issue de cette consultation, les autorités ont promulgué la loi Grenelle en 2009, dont les dispositions en rapport avec les pesticides stipulent que (Barzman, 2009) :

- la surface agricole utile en agriculture biologique sera portée de 2 % en 2004 à 6 % en 2012, puis à 20 % en 2020 ;
- la proportion des exploitations engagées dans une certification haute valeur environnementale devra atteindre 50 % en 2012 ;
- quarante des pesticides les plus nocifs seront exclus des utilisations commerciales ;
- la recherche visant à réduire l'usage des pesticides sera soutenue ; et,
- l'usage de pesticides pour la production de cultures doit reculer de 50 % d'ici 2018, si possible.

Le volet le plus ambitieux de la *loi Grenelle* est le plan rattaché à *Écophyto* d'abaisser de moitié l'usage des pesticides d'ici 2018. Il vise à répondre aux préoccupations locales

et nationales et a été mis en œuvre avant la *directive de l'UE sur les pesticides*. Le plan *Écophyto* comprend huit séries d'actions pour gérer les risques et surveiller les impacts, d'une part, et amoindrir la dépendance des systèmes de culture vis-à-vis des pesticides, d'autre part :

- évaluation des progrès dans la réduction de l'usage des pesticides ;
- identification et généralisation des pratiques et des systèmes agricoles existants permettant de diminuer l'usage des pesticides en mobilisant l'ensemble des partenaires engagés dans la recherche, la vulgarisation et le développement agricoles ;
- promotion de l'innovation dans la conception et le développement de pratiques et systèmes de culture économes en pesticides ;
- développement de la formation pour limiter et sécuriser l'usage des pesticides ;
- renforcement des réseaux de surveillance des ravageurs et suivi des effets involontaires des pesticides ;
- adaptation vis-à-vis des dispositions visant les pesticides pour l'exportation sur les marchés étrangers ;
- réduction de l'usage et amélioration de la sécurité des pesticides utilisés à des fins non agricoles ; et
- supervision du plan aux niveaux national et infranational, y compris l'amélioration de sa communication aux parties prenantes.

Les efforts de recherche-développement prévus par le plan *Écophyto* visent à concevoir de nouvelles solutions intégrées de gestion des ravageurs pouvant soutenir une agriculture durable tout en préservant la compétitivité de l'agriculture française. À cette fin, les ministères de l'Agriculture et de l'Environnement ont demandé à l'Institut national de la recherche agronomique (Inra) d'engager des recherches qui mobilisent une centaine d'experts issus de 30 organismes et sont axées sur quatre grandes sous-catégories de cultures : cultures arables ; arboriculture fruitière ; viticulture ; et culture légumière. Pour chacune de ces sous-catégories, différentes stratégies de limitation des pesticides sont en cours d'analyse, l'effort de recherche étant concentré sur les points suivants :

- écophysiologie et dynamique des populations dans une optique de réduction de la pression des ravageurs ;
- cultivars faiblement dépendants des pesticides ;
- développement d'une série de pratiques et techniques d'application innovantes et nécessitant peu d'intrants ;
- établissement d'une série d'indicateurs solides concernant l'impact sanitaire et environnemental des pesticides ;
- scénarios nationaux de réduction de l'usage des pesticides, en vue d'identifier d'autres systèmes de cultures permettant de diminuer leur recours de 50 %, au moyen d'une analyse coûts-avantages de ces nouvelles options prenant notamment en compte les processus sociaux relatifs à chacun de ces scénarios ;

- capacité des dispositifs d'assurance verte à couvrir à la fois la phase d'apprentissage et les indemnités liées au risque supplémentaire découlant d'un usage stable ou moindre des pesticides, et analyse de leur compatibilité avec les autres produits d'assurance en Europe et ailleurs ; et
- mesures requises pour abaisser de moitié l'usage des pesticides, en tenant compte des incitations sociales et économiques ainsi que des changements institutionnels éventuellement nécessaires à cet effet.

Les résultats de ces travaux seront liés aux réseaux d'exploitations expérimentales et pilotes créés dans le cadre du plan *Écophyto*. Un processus de consultation des parties prenantes (exploitants, secteur des pesticides, organisations environnementales, etc.) contribuera également aux réflexions sur les changements stratégiques requis pour abaisser l'usage des pesticides.

## 5.6. Réformer la gouvernance pour répondre aux préoccupations sociales sur la qualité de l'eau en Nouvelle-Zélande<sup>9</sup>

Le fleuve Waikato est le plus long de Nouvelle-Zélande et s'écoule sur plus de 425 km, avec un bassin hydrographique couvrant 14 260 km<sup>2</sup>, soit 12 % de l'île du Nord. Il s'agit d'un *taaonga* (trésor) national important, crucial pour la production primaire (en particulier l'agriculture), l'électricité, l'eau de boisson des communes et l'évacuation des eaux pluviales. Depuis plus de 500 ans, le bassin du fleuve Waikato héberge divers *iwi* (tribus) et *hapuu* (sous-tribus) d'autochtones associés au fleuve (et donc appelés Maoris Waikato).

Traditionnellement, le fleuve et les zones alentour répondaient aux besoins matériels et spirituels. C'était une source de nourriture appréciée, utilisée pour la toilette, la médecine et comme voie d'échange, de transport et de communication. Ces vastes imbrications font que pour nombre de Maoris Waikato, le fleuve et ses habitants forment un tout indivisible. Le fleuve est considéré comme un *tupuna* (ancêtre), ou *taaonga*, et représente *mana* et *mauri* (force vitale) pour les populations qui ont vécu et continuent d'habiter sur ses terres et ses berges. Cependant, le suivi effectué au cours de la période 1998-2007 a révélé une baisse de la qualité globale du fleuve Waikato, avec surtout une pollution azotée largement imputable aux sources agricoles diffuses (Ballantine et autres, 2010).

La dégradation du fleuve Waikato et d'autres réseaux hydrographiques néo-zélandais est en partie due à l'échec politique à définir des valeurs limites, normes et objectifs de qualité de l'eau. Alors que la *loi sur la gestion des ressources* (principal cadre de la politique de l'environnement en Nouvelle-Zélande) permet de fixer des normes de qualité de l'eau, celles-ci ne se sont pas généralisées (Land and Water Forum, 2010). Cela s'explique notamment par la difficulté fréquente d'impliquer les parties prenantes, y compris les *iwi*, dans la gouvernance de l'eau, ce qui a donc débouché sur des conflits, de coûteuses actions en justice et des incertitudes. Un effort est actuellement fait pour réformer la gouvernance de l'eau, en prenant notamment en compte les aspirations sociales des *iwi* (Land and Water Forum, 2010). Toutefois, pour comprendre les étapes de la réforme de la gouvernance de l'eau concernant les *iwi*, un bref bilan historique s'impose.

En 1865, des *iwi* comme Waikato-Tainui ont subi une *raupatu* (confiscation des terres) quand la Couronne britannique a pris le contrôle du fleuve Waikato et l'a placé sous sa juridiction. Cette manœuvre violait le Traité de Waitangi<sup>10</sup> et déniait aux Waikato-Tainui et aux autres *iwi* et *hapuu* tout droit décisionnel, intérêt et *mana whakahaere* (autorité, exercice de droits et responsabilités) relatif au fleuve Waikato et à ses ressources. Aussi, le site a fait l'objet de revendications historiques dans les années 1960 en vertu du Traité de Waitangi, et un arrangement a été conclu en décembre 2009 quand la Couronne britannique et Waikato-Tainui ont signé l'« Accord de règlement relatif au fleuve Waikato-Tainui ». Cet accord est entré en vigueur avec la loi sur le règlement des revendications relative à la Waikato-Tainui Raupatu (fleuve Waikato) de 2010. Les prochaines étapes verront la création de l'Autorité du fleuve Waikato (auparavant connue sous le nom de « Gardiens du fleuve Waikato ») et du Waikato River Clean-Up Trust.

Le principe directeur du règlement est de restaurer et protéger la santé et le bon état du fleuve Waikato pour les générations futures. Les principales initiatives engagées à cette fin sont les suivantes :

- développement de *Te Ture Whaimana* (vision et stratégie) ;
- établissement d'une autorité unique de cogouvernance du fleuve (l'Autorité du fleuve Waikato), qui compte un nombre égal de membres désignés pour représenter les Maoris Waikato et la Couronne britannique ; et
- contribution du pouvoir central à hauteur de 210 millions NZD (150 millions USD) sur 30 ans allouée au Waikato River Clean-Up Trust, un fonds concurrentiel.

Le règlement souligne les engagements de bonne foi et en faveur du consensus dans la prise de décision, tout en tenant compte des cadres législatifs et des *mana whakahaere* et *mana o te awa* (relations spirituelles, physiques et culturelles) relatifs au fleuve Waikato de Waikato-Tainui. Cela permet à Waikato-Tainui de participer au niveau de l'administration centrale et locale à la prise de décision concernant le fleuve dans l'ensemble de la zone tribale. Par exemple, cette implication se traduit par le recours aux indicateurs *iwi* sur l'état du fleuve, fondés sur leurs valeurs et connaissances culturelles, et qui permet à ces populations de communiquer avec les gestionnaires de l'eau d'une manière compréhensible et intégrable aux processus de gestion des ressources (encadré 5.2). Ce système suscitera également une meilleure reconnaissance des activités coutumières des Waikato-Tainui sur le fleuve.

Le règlement conclu avec Waikato-Tainui a ouvert la possibilité à quatre autres *iwi* des Maoris Waikato (sous-tribus *Tūwharetoa*, *Te Arawa*, ainsi que *Ngaati Raukawa*, et *Ngaati Maniapoto*) et à un *hapuu* (*Ngaati Korokii Kahukura*) d'être représentés dans l'Autorité du fleuve Waikato et de développer leurs propres accords de cogestion avec les organismes publics pertinents.

### Encadré 5.2. Indice de santé culturel Ngāi Tahu : évaluation de la santé des cours d'eau en Nouvelle-Zélande

Fondé sur les valeurs et connaissances culturelles, l'indice de santé culturelle (Cultural Health Index, CHI) permet aux iwi de communiquer avec les gestionnaires de l'eau de manière compréhensible et intégrable aux processus de gestion des ressources. Il s'agit d'une méthode visant à élaborer des indicateurs maoris de la santé d'un cours d'eau avec des grandeurs importantes comme maori et mahinga kai (abondance de nourriture), à partir de procédés scientifiques occidentaux combinés aux connaissances culturelles liées à la santé du cours d'eau. L'iwi/hapu combine trois évaluations – statut du site, valeurs du mahinga kai et santé du cours d'eau – pour assigner un CHI global à chaque site fluvial. On notera que le recours à ces évaluations varie d'un iwi à l'autre et ne conviendra pas à chaque situation.

Les tangata whenua (populations autochtones) disposeront des CHI et des données relevées sur le site, y compris l'inventaire des espèces mahinga kai. En analysant les résultats respectifs de chacun des facteurs constituant l'indice, elles pourront diagnostiquer les problèmes, décider des priorités et préparer les initiatives nécessaires à la restauration ou à l'amélioration de la valeur culturelle du site. Le CHI leur permettra de suivre l'évolution et les améliorations au fil du temps. Le CHI peut servir d'outil pour répondre à des questions comme :

- Quel est l'état des cours d'eau situés sur le territoire de chaque groupe tribal ?
- Comment les iwi peuvent-ils informer les autorités régionales des sites les plus importants à leurs yeux ?
- Comment les iwi peuvent-ils déterminer des lignes d'action communes avec les gestionnaires de l'eau afin de restaurer et de relever la santé des rivières ?

Source : Land and Water Forum (2010), Report of the Land and Water Forum: A Fresh Start for Freshwater, Wellington, Nouvelle-Zélande, [www.landandwater.org.nz](http://www.landandwater.org.nz)

Considérant la diversité des parties concernées dans le bassin versant, il a fallu établir une relation de confiance et de coopération entre Waikato-Tainui et la Couronne britannique afin d'aboutir à un règlement. La gestion des attentes et l'arbitrage équilibré des intérêts ont également nécessité une ligne d'action souple pour déboucher sur des solutions durables. Globalement, on espère que ces nouvelles relations continueront d'évoluer en faveur d'une compréhension accrue des valeurs, priorités et cadres de prise de décision de tous les acteurs concernés.

## 5.7. Lutte contre la pollution transfrontière : mer Baltique, eutrophisation et agriculture<sup>11</sup>

L'eutrophisation est l'un des plus graves problèmes auxquels est confrontée la mer Baltique. Au cours des 100 dernières années, la mer Baltique est passée d'une mer oligotrophique aux eaux claires à un milieu marin eutrophique. Cette eutrophisation est due principalement aux apports excessifs d'azote et de phosphore en provenance de tous les pays riverains de la Baltique. Environ 75 % de la charge d'azote de la mer Baltique et au moins 95 % de sa charge de phosphore proviennent des cours d'eau ou de charges qui se propagent directement dans l'eau. Près de 25 % de la charge d'azote de la mer Baltique est issue de sources atmosphériques (chapitre 2.3).

Il est difficile d'élaborer des mesures de lutte contre l'eutrophisation de la Baltique, qui résulte en particulier de la pollution diffuse d'origine agricole, à cause des liens complexes entre les sources de rejet et l'état de la mer Baltique, les raisons principales étant les suivantes (Elofsson, 2010) :

- la pollution de la mer Baltique provient de multiples pays, secteurs et sources ;
- seule une partie des rejets générés par ces sources atteint finalement les eaux côtières ;
- l'écosystème réagit lentement et de manière complexe à l'évolution des charges d'éléments fertilisants ;
- les bassins marins ne présentent pas la même sensibilité à l'égard des charges d'éléments fertilisants ;
- la circulation des éléments fertilisants est considérable entre les différents bassins marins ainsi qu'entre les eaux côtières et la pleine mer ;
- les proliférations d'algues dans la mer Baltique sont variables d'une année à l'autre en fonction des conditions météorologiques ; et
- certaines zones de l'aire de drainage de la mer Baltique ont vu leurs charges d'éléments fertilisants décliner légèrement en raison, par exemple, d'un ralentissement de l'activité agricole ou d'efforts de réduction des rejets phosphorés au niveau des sources ponctuelles, sans qu'on constate de changement évident de l'état écologique de la mer.

À long terme, le changement climatique pourrait compliquer encore la gestion de l'eutrophisation de la mer Baltique, car on prévoit une hausse des précipitations, notamment dans la partie nord du bassin versant de la mer Baltique, ce qui pourrait, avec un relèvement des températures hivernales, entraîner une accentuation des ruissellements et du lessivage des éléments fertilisants l'hiver. Par ailleurs, la hausse des températures de l'eau rendra les populations benthiques plus vulnérables à l'eutrophisation et à l'hypoxie (encadré 2.4).

Enfin, les effets du changement climatique pourraient rendre inaccessible l'objectif stratégique, à savoir éradiquer l'eutrophisation de la mer Baltique, en se contentant des objectifs de réduction actuellement approuvés (HELCOM, 2009a et 2009b). Les actions engagées face au changement climatique pourraient néanmoins en limiter les conséquences. Il est donc difficile d'estimer les retombées nettes du changement climatique et des politiques du climat sur la mer Baltique, d'autant plus que dans ces circonstances, le coût de ces initiatives risque de varier dans les différents pays.

En novembre 2007, la Commission pour la protection de l'environnement marin de la mer Baltique (connue sous le nom de Helsinki Commission, ou HELCOM) a approuvé le Plan d'action pour la mer Baltique (PAMB)<sup>12</sup>. Globalement, l'HELCOM a pour mandat d'éradiquer l'eutrophisation de la mer Baltique. Il n'existe pas d'instruments communs à l'échelle internationale conçus spécifiquement pour lutter contre l'eutrophisation de la mer Baltique (Elofsson, 2010). L'HELCOM a formulé de nombreuses recommandations relatives aux mesures à mettre en œuvre pour réduire les rejets d'éléments fertilisants. Ces recommandations ne sont toutefois pas contraignantes pour les pays participants.

Tous les pays de l'HELCOM, sauf la Russie, sont aussi membres de l'UE et à ce titre tenus par diverses initiatives et directives communautaires qui ont des répercussions indirectes sur la qualité de l'eau dans les zones côtières et dans les terres bordant la mer Baltique, en particulier, en ce qui concerne l'agriculture, la *Politique agricole commune* et la *directive-cadre sur l'eau*. Eu égard aux différences d'objectifs entre les dispositifs de l'UE et le PAMB, des incohérences entre les politiques sont apparues, ce qui s'est répercuté sur les coûts relatifs des dépenses et options de réduction de la pollution, bien que l'UE essaie de plus en plus d'harmoniser ses politiques avec celles du PAMB.

Le PAMB se donne deux séries d'objectifs :

- *Objectifs relatifs aux bassins marins* qui définissent les réductions des charges d'éléments fertilisants requises pour chacun des sept bassins marins de la mer Baltique, et
- *Objectifs relatifs aux aires de drainage* qui définissent les réductions des charges d'éléments fertilisants provenant de chacun des pays pour chacun des sept bassins marins (tableau 5.3).

Les « objectifs relatifs aux bassins marins » définissent les réductions de charges de phosphore et d'azote pour chaque bassin de la mer Baltique nécessaires pour satisfaire les objectifs écologiques. Les « objectifs relatifs aux aires de drainage » servent à diriger la mise en œuvre des objectifs relatifs aux bassins marins, et précisent les plafonds requis pour les charges d'azote et de phosphore par bassin marin et par pays. Ce second type d'objectif implique donc davantage de restrictions quant à la répartition géographique des efforts de lutte. Pour atteindre les objectifs relatifs aux bassins marins, le coût annuel est estimé à 3.8 milliards EUR (5 milliards USD), chiffre porté à 4.5 milliards EUR (5.9 milliards USD) pour les objectifs relatifs aux aires de drainage. Ces deux types d'objectifs distincts correspondront à différentes allocations des réductions des charges d'éléments fertilisants selon les États et les bassins marins.

Tableau 5.3. Charges et objectifs par pays aux termes du Plan d'action pour la mer Baltique 2007

	Charges dans les sous-bassins à dépolluer (1997-2003)		Allocations des réductions par pays		Pourcentage de réduction	
	Azote (%)	Phosphore (%)	Azote (%)	Phosphore (%)	Azote	Phosphore
Allemagne	4	2	4	2	27	45
Danemark	11	0	13	0	30	31
Estonie	3	5	1	2	5	18
Finlande	3	2	1	1	8	25
Lituanie	8	5	9	7	26	66
Lettonie	2	6	2	2	25	19
Russie	16	25	5	19	8	37
Pologne	39	52	48	66	29	64
Suède	13	3	16	2	29	34
Total	100	100	100	100	24	50
Total (tonnes)	546 309	26 633	129 372	13 353	24	50

Source : Elofsson, K. (2010), Baltic-wide and Swedish nutrient reduction targets: An evaluation of cost-effective strategies, ministère des Finances, Stockholm, Suède.

La baisse globale de la quantité d'azote dépassera largement les attentes du PAMB en raison de l'importance des efforts nécessaires pour satisfaire les objectifs visant le phosphore, qui contribueront dans le même temps à diminuer les charges d'azote. Ce tassement supplémentaire des quantités d'azote devrait soutenir l'amélioration de l'état écologique tant de la mer Baltique que d'autres bassins, au-delà des objectifs ciblés par l'HELCOM. Cependant, cette hypothèse suggère qu'il est sans doute possible de limiter

les coûts en ajustant les objectifs relatifs aux bassins marins de manière à obtenir l'état écologique visé sans aller au-delà. À cette fin, on pourrait revoir à la baisse certains objectifs sur les charges.

L'adoption du PAMB en 2007 a fixé une série d'objectifs ambitieux pour la réduction des déversements annuels d'éléments fertilisants dans la mer Baltique. Alors qu'on observe des avancées dans le bon sens, un certain nombre de problèmes doivent être résolus pour progresser davantage (Elofsson, 2010 ; HELCOM, 2009b ; Larsson et Granstedt, 2010 ; Malmaeus et Karlsson, 2010 ; Ministère de l'Environnement, 2010) :

- La mer Baltique est l'une des régions du monde les mieux connues et surveillées scientifiquement. Cependant, la répartition des sources des charges d'éléments fertilisants est encore incomplète ; en particulier, la précision des estimations des charges d'origine agricole ne rend pas compte de la gravité du problème des apports de nutriments générés par ce secteur. En outre, les bilans des charges de polluants sont bien trop rares.
- Un inconvénient du PAMB est qu'il ne concerne pas l'ensemble des pays contribuant à l'eutrophisation de la mer Baltique. Le Belarus et l'Ukraine sont à l'origine d'apports notables d'éléments fertilisants dans la Baltique, mais ils n'ont aucun engagement à respecter dans le cadre du PAMB. Par contraste, le protocole de Kyoto, relatif aux émissions globales d'émissions de gaz à effet de serre, prévoit un dispositif souple, le mécanisme de développement propre, qui permet une coopération bilatérale entre les États tenus à certaines obligations chiffrées et ceux qui restent libres d'engagements de ce type. Ce mécanisme incite ces deux types de pays à engager des projets à bas coût de réduction des émissions dans les États non tenus par le protocole, plutôt que d'entreprendre des actions plus onéreuses dans ceux qui doivent respecter certains objectifs. Un dispositif similaire pourrait être mis en place à l'intention du Belarus et de l'Ukraine afin de protéger la mer Baltique.
- Au sein des **pays de l'Union européenne**, la gestion de la qualité de l'eau intérieure est gouvernée par la directive-cadre sur l'eau, qui assigne la responsabilité de la gestion de l'eau aux autorités régionales compétentes, tandis que la *PAC* et la *directive Nitrates* de l'UE ont des conséquences importantes sur les charges d'éléments fertilisants d'origine agricole observées dans la mer Baltique (chapitre 5.1). En **Suède**, par exemple, une bonne partie des décisions en matière de gestion de l'eau est du ressort des autorités nationales et locales. La multiplicité des échelons administratifs et des branches impliqués dans la prise de décision sur la gestion de l'eau, tant au niveau de l'Union européenne que dans les États riverains de la mer Baltique, laisse libre cours aux divergences des choix stratégiques reposant sur des intérêts locaux, sectoriels ou communautaires, qui peuvent entraver la mise en œuvre des initiatives internationales de réduction des éléments fertilisants encadrées par le PAMB, cependant les initiatives visant à harmoniser les politiques de l'Union européenne avec celles du PAMB sont de plus en plus nombreuses.
- Avec l'élargissement de **l'Union européenne**, l'adoption de la *Politique agricole commune* (PAC) par les pays entrant dans l'Union européenne riverains de la mer Baltique (**Estonie**, Lettonie, Lituanie) a suscité la crainte de voir s'intensifier les déversements d'éléments fertilisants dans cette mer, puisque la PAC stimule la production agricole. Cela dépendra toutefois des systèmes de gestion agricole adoptés dans ces pays ainsi que des futures réformes de la PAC.

- Bien que la plupart des États riverains de la mer Baltique aient réussi à abaisser les charges d'éléments fertilisants sur la durée, cela ne s'est pas encore traduit par une baisse significative de l'eutrophisation. De plus, les efforts se poursuivent pour adopter des mesures et pratiques permettant de réduire davantage les charges d'éléments fertilisants. Cependant, il existe un certain délai avant que ces actions positives se répercutent sur la mer Baltique, et différents processus hydrologiques immuables et incontrôlables viennent encore compliquer la situation.
- Les résultats des modélisations montrent que les coûts marginaux de réduction des quantités d'azote et de phosphore varient considérablement d'un bassin à l'autre, en suivant les objectifs relatifs aux bassins marins (Elofsson, 2010). Pour ce qui est des objectifs relatifs aux aires de drainage, ces coûts marginaux sont très variables dans les différents pays qui polluent un même bassin marin. Ce constat suggère qu'il pourrait s'avérer bénéfique de développer l'échange de crédits sur les charges d'éléments fertilisants entre les États qui les déversent dans un même bassin. Les calculs montrent qu'avec une première allocation de crédits correspondant aux objectifs relatifs aux aires de drainages du PAMB, tous les pays bénéficieraient de l'introduction d'un tel système d'échange sur les éléments fertilisants à l'échelle nationale, même si ces avantages seraient mineurs pour la **Pologne** (Balana, Vinten et Slee, 2011 ; Elofsson, 2010).

### 5.8. Établissement d'accords de coopération pour lutter contre la pollution diffuse

Dans beaucoup de pays, l'approche traditionnelle décrite dans le chapitre 4, qui consiste à lutter contre la pollution de l'eau d'origine agricole en associant paiements, mesures réglementaires et instruments d'information, se heurte à des difficultés grandissantes. Cette situation s'explique de plusieurs façons : inefficacité et échec de l'élaboration et de l'application de telles approches, coût budgétaire croissant de la fourniture de tels paiements, problèmes d'administration et d'application des réglementations. En outre, ces méthodes sont de moins en moins efficaces pour atteindre une baisse constante et importante de la dégradation de la qualité de l'eau imputable aux pratiques agricoles (Gouldson et autres, 2008).

La panoplie de mesures traditionnellement employées pour lutter contre la pollution diffuse en agriculture s'avérant de plus en plus décevante, le recours à des accords de coopération (AC) suscite un intérêt grandissant, tout comme l'utilisation d'autres instruments innovants tels que les échanges de crédits de qualité de l'eau (chapitre 4.1). Plusieurs facteurs expliquent ce regain d'intérêt pour les AC (Blackstock et autres, 2010 ; Gouldson et autres, 2008 ; John, Smith et Stoker, 2009 ; Lennox, Proctor et Russell, 2011) :

- les limites inhérentes aux cadres réglementaires rigides traditionnels, alors que le secteur public pourrait tirer parti des capacités plus dynamiques et moins onéreuses des secteurs privé et civil pour atteindre les objectifs de qualité de l'eau dans le cadre d'accords de coopération ;
- la frustration engendrée par les retards et les difficultés des institutions à adopter de nouvelles approches, tandis que des méthodes non législatives pourraient s'avérer plus rapides et simples à appliquer ;
- la prise de conscience du fait que les questions environnementales, telles que l'amélioration de la qualité de l'eau, sont compliquées par les interactions aléatoires de l'activité humaine avec le milieu naturel ;

- la compréhension du fait que l'échelle et le contexte sont des paramètres importants ; les cadres d'action communs à toute une nation doivent donc être ciblés et adaptés à l'échelle des bassins et des sous-bassins de captage ;
- le sentiment qu'une politique publique légitime et efficace exige un processus de consultation publique plus complet et inclusif ainsi que l'implication des parties prenantes, alors que les exploitants peuvent ne pas se sentir concernés par les approches réglementaires.

Les exemples d'AC examinés dans ce chapitre sont les suivants : accords entre distributeurs d'eau et exploitants ; AC entre exploitants et ONG environnementales ; et AC au sein de communautés autoréglementées. Plusieurs facteurs sont susceptibles d'influencer l'essor et la mise en œuvre des AC décrits ici (Blackstock et autres, 2010 ; Gouldson et autres, 2008) :

- ampleur de l'engagement de groupes clés sur un bassin ;
- niveau de compréhension des parties prenantes par rapport aux problèmes de qualité de l'eau ;
- opérations dirigées par un organisme ou une communauté agricole ;
- importance du calendrier, en réduisant notamment le délai entre la conception d'un projet et ses effets ;
- définition d'un message clair concernant les objectifs de l'accord de coopération ;
- développement du degré maximal de réglementation sociale entre les parties prenantes ;
- amélioration du tissu social pour favoriser la constitution de réseaux, encourager la coopération et la confiance entre les parties prenantes.

Une comparaison des approches de la pollution diffuse par le biais d'AC et d'autres stratégies – règlements environnementaux, taxes sur la pollution et paiements agroenvironnementaux – est présentée dans le tableau 5.4. Ce qui distingue fondamentalement les AC est leur tendance à l'autoréglementation et à un mode d'organisation privé, ainsi que leur prise en compte des conditions du bassin hydrographique (Brouwer, Heinz et Zabel, 2003). Ils se démarquent ainsi des autres modes d'action présentés dans le tableau 5.4, qui sont typiquement appliqués à l'échelle de la région ou du pays. Les AC ont aussi tendance à aller au-delà des impératifs réglementaires et constituent une approche plus préventive de la pollution, tout en se montrant en général davantage ciblés que les taxes sur la pollution et les paiements agroenvironnementaux.

Les AC peuvent donc favoriser la satisfaction de certaines normes de qualité de l'eau en agriculture, mais ils souffrent d'un certain nombre de faiblesses (Brouwer, Heinz et Zabel, 2003). Par exemple, les distributeurs d'eau peuvent se sentir désavantagés dans les négociations des AC avec les exploitants, en particulier s'ils sont soumis à la pression de normes réglementaires de qualité de l'eau à respecter. De plus, la participation n'est que volontaire et l'AC est habituellement limité dans sa durée. Dans les zones où la pollution de l'eau imputable à l'agriculture est excessive (p. ex. les sites d'élevage intensif), il peut s'avérer délicat de conclure un AC si les exploitants prétendent à des indemnités très élevées. En outre, le non-respect d'un AC n'est généralement pas sanctionné, si ce n'est par le gel des paiements, le cas échéant.

Tableau 5.4. Comparaison des caractéristiques clés des accords de coopération, règlements environnementaux, taxes sur la pollution et paiements agroenvironnementaux

Caractéristique	Accords de coopération	Règlements environnementaux	Taxes sur les pesticides et les éléments fertilisants	Paiements agro-environnementaux
Cadre juridique	Volontaires mais souvent englobés dans un cadre réglementaire favorable à ces accords	Obligatoires pour les exploitants et distributeurs d'eau		
Principales parties prenantes	Distributeurs d'eau et exploitants (et/ou leurs représentants) et bien souvent les autorités	Pouvoirs publics (nationaux, régionaux et locaux), exploitants et distributeurs d'eau	Pouvoirs publics (nationaux) et exploitants	Pouvoirs publics (nationaux et régionaux) et exploitants
Type d'interaction entre parties prenantes	Autoréglementation	Approche contraignante	Approche contraignante	Approche administrative (relative à des exigences spéciales pour les exploitants)
Degré d'intervention de l'État	Généralement modéré	Élevé	Élevé	Élevé
Périmètre géographique	Zone du bassin hydrographique	National, régional et local	National (les redevances sur les excédents d'éléments fertilisants peuvent toutefois cibler les zones affectées de problèmes environnementaux graves)	National ou régional
Participation des exploitants	Volontaire	Obligatoire	Obligatoire	Volontaire
Liens avec la politique environnementale	Remplacent et excèdent partiellement les impératifs légaux	Limités aux impératifs légaux	Complètent les obligations légales	Excèdent les obligations légales
Liens avec la politique agricole	Lien non pas direct mais éventuellement indirect si les incitations proposées, par exemple, prennent la forme de paiements agro-environnementaux	Oui, les paiements agro-environnementaux étant fréquemment assortis de conditions de conformité réglementaire		

Tableau 5.4. (suite)

Caractéristique	Accords de coopération	Règlements environnementaux	Taxes sur les pesticides et les éléments fertilisants	Paiements agro-environnementaux
Base d'indemnisation	Généralement la perte de revenu net résultant de la satisfaction des exigences ; les services de vulgarisation gratuits jouent un rôle majeur	Perte de revenu net, en particulier dans le cas de règles contraignantes portant sur les zones de protection de l'eau		
Source de financement	Financement apporté par les distributeurs d'eau mais supporté par les consommateurs (ou parfois issu des redevances publiques sur les prélèvements d'eau)	Budget de l'État (recettes fiscales)	Revenu des exploitants	Contribuables

Source : Secrétariat de l'OCDE, d'après Brouwer, F., I. Heinz et T. Zabel (2003), *Governance of water-related conflicts in agriculture*, Éditions universitaires Kluwer, Pays-Bas.

### *Accords de coopération entre distributeurs d'eau et exploitants*

Un des principaux domaines de développement des AC pour atteindre des objectifs de qualité de l'eau en agriculture concerne les accords entre exploitants et distributeurs d'eau de boisson (ou en bouteille) publics et privés, qui font parfois intervenir d'autres parties prenantes du bassin hydrographique, comme les organismes de réglementation et les ONG environnementales. Les distributeurs d'eau peuvent être à l'initiative de ou devenir partie à l'AC avec les exploitants en vue de (Brouwer, Heinz et Zabel, 2003) :

- satisfaire les normes des réglementations sanitaire et environnementale en matière de qualité de l'eau ;
- compenser les coûts du traitement de l'eau de boisson destinée au réseau de distribution ou de l'eau en bouteille ;
- prévenir une dégradation future des ressources en eau exploitées par les distributeurs, en particulier les eaux souterraines ; et,
- faire face aux préoccupations du public et des distributeurs vis-à-vis des polluants aquatiques.

Les AC entre distributeurs d'eau et exploitants visant à garantir la qualité de l'eau adoptent des formes multiples parmi les pays de l'OCDE (Brouwer, Heinz et Zabel, 2003). Cette diversité reflète partiellement les différences des dispositifs légaux et institutionnels nationaux et infranationaux. En Europe, par exemple, les entreprises de fourniture d'eau sont souvent bien plus importantes que leurs homologues des **États-Unis**, et disposent donc des ressources nécessaires pour collaborer avec les exploitants et autres parties prenantes d'un bassin hydrographique. Quelques illustrations de ces initiatives sont abordées ci-après, inspirées d'exemples au **Royaume-Uni**, aux **États-Unis** et en **France**.

Au **Royaume-Uni**, l'entreprise de traitement des eaux usées et de distribution d'eau de boisson South West Water ainsi que l'ONG environnementale West Country Rivers Trust mènent une action innovante pour lutter contre l'impact de l'agriculture sur l'eau, en s'appuyant sur le principe « bénéficiaire-payeur » plutôt que sur celui du pollueur-payeur<sup>13</sup>. La South West Water paie les exploitants pour qu'ils mettent en œuvre les changements de gestion des terres réduisant les quantités de polluants et qui permettent donc d'améliorer la qualité de l'eau environnementale et d'abaisser les coûts de traitement pour les distributeurs d'eau de boisson. L'Ofwat (l'autorité de réglementation des services d'eau, agent économique chargé de réglementer les secteurs de l'eau et des eaux usées en Angleterre et au Pays de Galles) a autorisé les paiements de ces dispositifs car ils ont fait preuve d'un rapport coûts-avantages élevé, et ont été jugés efficaces par rapport aux coûts pour les consommateurs d'eau. De nombreuses entreprises de distribution d'eau britanniques ont donc bénéficié de financements pour identifier des moyens de collaborer avec les exploitants en versant des aides financières, à l'instar de South West Water, pour que ces derniers réduisent la pollution de l'eau potable par les éléments fertilisants, les pesticides et les sédiments.

Les préoccupations relatives à la qualité de l'eau dans les années 80 se sont traduites par l'introduction d'une législation plus contraignante aux **États-Unis**<sup>14</sup>. Disposant du plus vaste réseau d'eau non filtrée des États-Unis, la ville de New York (NY) cherche un moyen de contourner la nécessité de mettre en place des procédés de filtration coûteux. À cette fin, la ville a dû se conformer à une série de critères pour recevoir une « dispense de filtration » de la part de l'Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis (EPA) (ceci afin de montrer que l'eau était exempte de contamination microbienne). L'approche adoptée dans ce sens incluait l'établissement d'un ensemble de règlements, conseils, mesures relatives à l'utilisation des terres, incitations et initiatives volontaires, et constitue un bon exemple de stratégie collaborative et adaptative de la gestion du bassin hydrographique pour protéger les zones rurales ainsi que les ressources en eau en impliquant le secteur agricole.

Le comté du Delaware englobe environ 50 % du bassin hydrographique de la ville de NY. L'approche appliquée comporte trois volets distincts :

- **Accords volontaires** avec les exploitants par le biais du *Watershed Agriculture Program*, qui promeut l'adoption de bonnes pratiques de gestion agricole grâce à la vulgarisation et à la planification à l'échelle de l'exploitation, financées par la ville de NY et d'autres dispositifs fédéraux ou de l'État. Avant de recevoir un éventuel financement, il convient d'obtenir l'approbation du Watershed Agricultural Council et du Soil and Water Conservation Service du comté.
- **Financement de programmes collectifs de réduction de la pollution plus étendus**, y compris l'investissement dans de nouvelles infrastructures pour les stations d'épuration, fosses septiques, installations de stockage du sable et du sel, protection contre les eaux pluviales et des couloirs de cours d'eau, gestion forestière, éducation publique, ainsi qu'un fonds de développement économique respectueux de l'environnement.
- **Acquisition de terrains** situés dans le bassin versant par la ville de NY, ces achats fonciers étant échelonnés d'après un classement prioritaire établi en fonction de l'impact probable des terres sur la qualité de l'eau. D'autres options existent outre l'achat ferme de terrains, et la ville peut acquérir des droits de développement sous forme de servitudes de conservation ou de servitudes agricoles qui restreignent les pratiques agricoles tandis que les propriétaires continuent d'occuper le terrain.

Depuis le début du programme en 1994, presque 85 % des exploitations du bassin hydrographique (soit près de 350) ont conclu volontairement un accord agricole. Ce succès s'explique en grande partie par la coopération efficace entre les services de vulgarisation agricole et les responsables locaux de l'aménagement, ainsi que par le financement complet de la mise en œuvre au niveau des exploitations.

Au début des années 80, on a pris conscience que l'intensification de l'agriculture dans le bassin versant de Vittel, situé dans le massif des Vosges dans le Nord-Est de la **France**, risquait de se répercuter sur les concentrations de nitrates et de pesticides dans l'eau minérale tirée du bassin (Cooper, Hart et Baldock, 2009 ; Perrot-Maître, 2006). Face à ce problème, Nestlé Waters, propriétaire de l'entreprise d'eau en bouteille Vittel, a consenti à fournir des incitations pour que les exploitants modifient volontairement leurs pratiques de gestion en vue d'abaisser la contamination (Cooper, Hart et Baldock, 2009).

Nestlé Waters a lancé un ensemble d'incitations comprenant le paiement de 200 EUR/ha/an (280 USD/ha/an) garanti par des contrats valables 18 ou 30 ans, avec un plafond de 150 000 EUR (210 000 USD) par exploitation. Cette aide couvre les coûts relatifs à tous les nouveaux équipements et à la modernisation des installations ; aux activités d'épandage du fumier ; et à l'assistance technique, y compris les plans annuels par exploitation et l'introduction dans de nouveaux réseaux sociaux et professionnels. L'ensemble des 26 exploitations du site ont conclu ce contrat. Les paiements ne sont pas subordonnés à une modification des concentrations de nitrates dans l'aquifère, mais dépendent des investissements réalisés par l'exploitant et du coût lié à l'adoption de nouvelles pratiques agricoles. Les teneurs en nitrates et les pratiques de gestion des exploitations sont vérifiées régulièrement, et les recommandations relatives à l'épandage des effluents d'élevage sont ajustées s'il y a lieu (Cooper, Hart et Baldock, 2009).

En 2004, après 12 ans de fonctionnement, le programme s'appliquait sur 92 % de la superficie du bassin et avait permis de réduire la charge en azote de référence dans l'eau de source (Stanton et autres, 2010). Le montant des paiements directs aux exploitants était au plus haut les sept premières années du programme avant de décliner progressivement au fur et à mesure que toutes les exploitations rejoignaient le programme dans la zone du bassin hydrographique ciblée.

L'une des principales raisons du succès de ce dispositif réside dans la confiance établie entre les exploitants et l'entreprise, qui découle notamment d'un processus participatif à long terme (Perrot-Maître, 2006). Agrivair, un organisme intermédiaire créé par Vittel pour négocier avec les exploitants, a joué un rôle clé en mettant en œuvre les principaux systèmes de paiement et en supervisant tous les aspects du programme. Un autre acteur crucial a été l'Institut national de la recherche agronomique (Inra), qui a fait bénéficier le programme de ses recherches et d'une aide scientifique fondamentale. Dès le début, ces acteurs ont fait l'effort de comprendre les motivations des exploitants à court et long terme, et ont su concevoir un programme adapté aux objectifs de Vittel ainsi qu'aux choix de vie de la communauté agricole. Les menaces sur la qualité de l'eau du bassin hydrographique se sont aujourd'hui déplacées des zones rurales vers les zones urbaines, et Agrivair adapte ses priorités en conséquence, avec des programmes ciblant les charges de polluants dues aux eaux pluviales et usées.

### ***Accords de coopération entre exploitants et organisations non gouvernementales pour l'environnement***

Un consortium d'ONG environnementales des **États-Unis** – Forest Trends, Chesapeake Bay Foundation et le World Resources Institute – a mis en place un marché volontaire sur les éléments fertilisants appelé *Chesapeake Fund*<sup>15</sup>. Ce fonds permet aux personnes physiques et morales de calculer leur empreinte azote et d'identifier les moyens de la réduire. Pour les émissions qui ne peuvent être réduites de manière efficace par rapport aux coûts, le fonds permet d'acheter des compensations utilisées pour financer des projets efficaces par rapport à leur coût dans des bassins versants ciblés. Ces projets sont sélectionnés par le fonds en raison du fort retour sur investissement attendu en termes de diminution de la quantité d'azote, mais impliquent souvent de soutenir financièrement les exploitants du bassin dans la mise en œuvre des bonnes pratiques de gestion débouchant sur la réduction des éléments fertilisants.

La situation de la zone de la baie de Chesapeake, sur la côte est des **États-Unis**, a déjà été décrite auparavant dans le chapitre 5.2 : ce site est menacé par plusieurs sources de pollution, mais tout particulièrement par les éléments fertilisants d'origine agricole. Le *Chesapeake Fund* cherche à lancer la réduction de la charge d'azote dans certains « points noirs » autour du bassin hydrographique. Grâce aux compensations azote, il souhaite investir prioritairement dans les pratiques de conservation et de restauration qui s'avèrent efficaces, efficaces par rapport aux coûts, les mieux à même de garantir des réductions de l'azote à long terme, et s'accompagnent d'avantages connexes sur l'environnement. En particulier, le fonds et la coopération entre les organisations environnementales et les exploitants contribuent à :

- ouvrir des possibilités de changement grâce aux services de comptabilisation et de réduction de l'azote, qui permettent aux participants d'abaisser l'impact de leurs activités sur la qualité de l'eau, soit en modifiant leur comportement soit en achetant des compensations azote, et qui aboutissent à des reculs quantifiables de la pollution dans la baie ;
- créer un processus plus efficace et efficace pour restaurer et protéger les ressources en eau et leur qualité dans la région, les parties prenantes faisant l'effort de diminuer leurs rejets azotés ou de les compenser en payant pour les réductions ;
- développer un modèle innovant permettant aux entreprises de financer la mise en conformité environnementale et la restauration ; et,
- satisfaire de multiples objectifs collectifs et environnementaux, car la baisse de la pollution par l'azote permet non seulement d'améliorer la qualité de l'eau dans la baie, mais aussi de diminuer les émissions de gaz à effet de serre, d'évoluer vers une agriculture durable et de soutenir les économies nouvelles et innovantes relatives à la restauration.

### *Accords de coopération au sein de communautés autoréglementées<sup>16</sup>*

En 2005, un conflit sur la qualité de l'eau partageait les producteurs laitiers et les mytiliculteurs dans la partie nord de l'île du Sud de la **Nouvelle-Zélande**, la communauté Aorere de Golden Bay. Dans un environnement baigné de fortes précipitations suivies d'un ruissellement rapide, la production laitière était soupçonnée d'affecter les activités mytilicoles dans la baie. La mytiliculture était devenue quasiment impossible du fait des restrictions sur le nombre de jours de récolte des moules autorisés découlant de la mauvaise qualité de l'eau. Avec l'aide du New Zealand Landcare Trust, les producteurs laitiers ont commencé à fonder une communauté autoréglementée pour répondre à ce problème.

Un groupe de producteurs a soumis une demande de financement auprès du *Sustainable Farming Fund* (SFF) en 2006 en vue de mener un projet sur trois ans dans le bassin hydrographique. Le SFF leur a accordé 218 000 NZD (142 000 USD), auxquels se sont ajoutés les financements du Landcare Trust, du conseil du district de Tasmanie et nombre d'activités volontaires de la part des producteurs eux-mêmes. Pour améliorer la qualité de l'eau, le projet s'est appuyé sur les connaissances scientifiques locales, des plans de gestion des éléments fertilisants à l'échelle de l'exploitation et les décisions des producteurs. En 2009, cette communauté avait réalisé des investissements considérables dans les exploitations pour gérer les effluents de la production laitière, qui s'étaient traduits par une hausse importante des jours de récolte des moules. Le projet a pris fin en 2009, mais la SFF a récemment accordé un financement visant à transposer l'approche adoptée dans la communauté Aorere dans le bassin versant voisin de Rai.

## *Notes*

1. Pour plus de détails concernant les règlements communautaires, la mise en œuvre et l'évaluation de la *directive-cadre sur l'eau*, voir le site Internet de l'UE à l'adresse : [ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index\\_en.html](http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index_en.html)
2. Pour une description des actions entreprises jusqu'en 2007 pour dépolluer la baie, le lecteur est invité à consulter Butt et Brown, 2000 ; et OCDE, 2007.
3. Pour plus d'informations sur le programme global et les TMDL qui concernent la baie de Chesapeake, voir le site de l'EPA à l'adresse : [www.epa.gov/region03/chesapeake/](http://www.epa.gov/region03/chesapeake/)
4. Ces paragraphes d'introduction sur la salinité en Australie sont tirés du site Internet de l'Australian Bureau of Statistics (consulté en 2010) : [www.abs.gov.au/ausstats/abs@.nsf/Lookup/by%20Subject/1370.0~2010~Chapter~Salinity%20\(6.2.4.4\)](http://www.abs.gov.au/ausstats/abs@.nsf/Lookup/by%20Subject/1370.0~2010~Chapter~Salinity%20(6.2.4.4)). Pour une évaluation plus approfondie, voir le National Land and Water Resources Audit (2001).
5. Le texte suivant est largement inspiré de Pannell et Roberts, 2010, mais il convient de consulter également Robertson et autres, 2009.
6. Cette section s'appuie principalement sur les travaux de Shortle (2012).
7. Cette section provient essentiellement des documents fournis à l'OCDE en 2010 par les délégations française et britannique.
8. Pour plus d'informations sur le plan Écophyto 2018, veuillez consulter le site Internet de l'Inra à l'adresse : [agriculture.gouv.fr/ecophyto](http://agriculture.gouv.fr/ecophyto)
9. Cette section s'inspire principalement des études de cas fournies au secrétariat de l'OCDE par D. Flavell (1), T. Paki (1), C. van Schravendijk (1), N. Tomic (2), et M. Mossman (2) : (1) Waikato Raupatu River Trust, Waikato-Tainui Te Kauhanganui Inc., et (2) ministère néo-zélandais de l'Agriculture et des Forêts. Pour plus d'informations, voir [www.tainui.co.nz](http://www.tainui.co.nz) (Waikato-Tainui), [www.ots.govt.nz](http://www.ots.govt.nz) (Waikato-Tainui River Deed of Settlement, sur le site de l'Office of Treaty Settlements) et [www.river.org.nz](http://www.river.org.nz) (Guardians of the Waikato River).
10. Le Traité de Waitangi est un accord, rédigé en maori et en anglais, conclu entre la Couronne britannique et environ 540 *rangatira* (chefs) maoris en 1840. Le processus de règlement des revendications relatives au Traité de Waitangi permet de répondre aux revendications historiques présentées aux autorités depuis 1840. Les règlements relatifs au traité sont des accords juridiques entre la Couronne britannique et les Maoris pour régler les revendications historiques à l'égard de la Couronne.
11. La discussion sur l'eutrophisation de la mer Baltique est en grande partie tirée de deux études de cas fournies au secrétariat de l'OCDE par la Finlande (ministère de l'Environnement, 2010) et la Suède (Elofsson, 2010). Voir aussi Balana, Vinten et Slee (2011).

12. Les pays participant au PAMB incluent la Russie et huit pays de l'UE : Allemagne, Danemark, Estonie, Finlande, Lettonie, Lituanie, Pologne et Suède. Le Belarus et l'Ukraine, dont certains cours d'eau alimentent la Baltique, ne sont pas membres de l'HELCOM.
13. Cet exemple est tiré d'un document non publié qui a été communiqué au Secrétariat de l'OCDE par la délégation du Royaume-Uni auprès de l'OCDE. On trouvera plus d'informations sur la société South West Water à l'adresse : [www.southwestwater.co.uk/index.cfm?articleid=1](http://www.southwestwater.co.uk/index.cfm?articleid=1), et sur l'ONG West Country Rivers Trust à l'adresse : [www.wrt.org.uk/](http://www.wrt.org.uk/)
14. Cet exemple des États-Unis provient principalement de Cooper, Hart et Baldock, 2009 ; et Smith et Porter, 2009.
15. L'exemple de la baie de Chesapeake est tiré du site Internet du fonds : [www.chesapeakefund.org/index.shtml](http://www.chesapeakefund.org/index.shtml)
16. Cet exemple néo-zélandais s'inspire de Land and Water Forum, 2010.

## *Bibliographie*

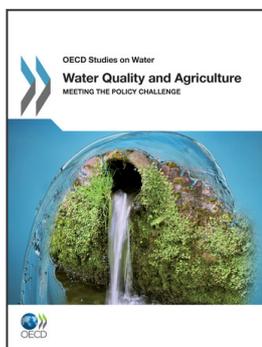
- Agence européenne pour l'environnement (2010), *The European environment state and outlook 2010: Freshwater quality*, Copenhague, Danemark, [www.eea.europa.eu](http://www.eea.europa.eu).
- Aillery, M., N. Gollehon, R. Johansson, J. Kaplan, N. Kay et M. Ribaud (2005), *Managing manure to improve air and water quality*, Economic Research Service, U.S. Department of Agriculture, [www.ers.usda.gov/Publications/ERR9/](http://www.ers.usda.gov/Publications/ERR9/).
- Auditor General (2008), *Regional Delivery Model for the Natural Heritage Trust and the National Action Plan for Salinity and Water Quality*, Report n° 21, 2007–08, Performance Audit, Australian National Audit Office, Canberra, Australie.
- Balana, B.B., A. Vinten et B. Slee (2011), “A review on cost effectiveness analysis of agri-environmental measures related to the EU WFD: Key issues, methods, and applications”, *Ecological Economics*, vol. 70, pp. 1021-1031.
- Ballantine, D. et R.J. Davies-Colley (2009), *Water quality trends at national river water quality network sites for 1989-2007*, prepared for the New Zealand Ministry for the Environment, National Institute of Water and Atmospheric Research Ltd., Hamilton, Nouvelle-Zélande, [www.mfe.govt.nz/environmental-reporting/freshwater/](http://www.mfe.govt.nz/environmental-reporting/freshwater/).
- Barnes, A.P., J. Willock, C. Hall et L. Toma (2009), “Farmer perspectives and practices regarding water pollution control programmes in Scotland”, *Agricultural Water Management*, vol. 96, pp. 1715-1722.
- Barzman, M. (2009), *Ecophyto 2018: Selected items from the French pesticide reduction plan*, ENDURE, [www.endure-network.eu/media/files/french\\_nap\\_ecophyto\\_2018](http://www.endure-network.eu/media/files/french_nap_ecophyto_2018).
- Bateman, I.J. et autres (2008), *WFD related agricultural nitrate and phosphate leaching reduction options*, CSERGE Working Paper ECM 07-03, Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), University of East Anglia, Norwich, Royaume-Uni.
- Benson, D., A. Jordan et D. Huitema (2011), “Involving the public in catchment management: an analysis of the scope for learning lessons from abroad”, *Environmental Policy and Governance*, published online, 12 décembre.
- Blackstock, K. L., J. Ingram, R. Burton, K.M. Brown et B. Slee (2010), “Understanding and influencing behaviour change by farmers to improve water quality”, *Science of the Total Environment*, vol. 408, n° 23, pp. 5631-5638.
- Brouwer, F., I. Heinz et T. Zabel (2003), *Governance of water-related conflicts in agriculture*, Kluwer Academic Publishers, Pays-Bas.
- Buckley, C. (2010), “Efficient management – A win for the farmer and a win for the environment,” paper presented to the 84<sup>th</sup> Annual Conference of the Agricultural Economics Society, Edimbourg, Royaume-Uni.
- Butt, A.J. et B.L. Brown (2000), “The cost of nutrient reduction: A case study of Chesapeake Bay”, *Coastal Management*, vol. 28, n° 2, pp. 175-185.

- Centner, T.J. (2011), “Addressing water contamination from concentrated animal feeding operations”, *Land Use Policy*, vol. 28, pp. 706-711.
- Collins, A.L. et D.F. McGonigle (2008), “Monitoring and modelling diffuse pollution from agriculture for policy support: UK and European experience”, *Environmental Science and Policy*, vol. 11, pp. 97-101.
- Cooper, T., K. Hart et D. Baldock (2009), *Provision of public goods through agriculture in the European Union*, Report prepared for the European Commission (D-G Agriculture) and the Institute for European Environmental Policy, Londres, Royaume-Uni.
- Elofsson, K. (2010), *Baltic-wide and Swedish nutrient reduction targets: An evaluation of cost-effective strategies*, Ministry of Finance, Stockholm, Suède.
- Commission européenne (2007), *Communication from the Commission to the European Parliament and the Council, Towards sustainable water management in the European Union*, First stage in the implementation of the Water Framework Directive, COM(2007)128 final [SEC(2007)363], Bruxelles, Belgique.
- Commission européenne (2009), “Flash Eurobarometer on water: Summary”, *Flash Eurobarometer Series* No. 261, Bruxelles, Belgique.
- Commission européenne (2010), *Report from the Commission to the Council and the European Parliament on implementation of Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources based on Member State reports for the period 2004-2007*, COM(2010)47 final, Bruxelles, Belgique.
- Cour des comptes européenne (2008), *La Conditionnalité est-elle une politique efficace ?*, rapport spécial n° 8/2008, Bruxelles, Belgique.
- Godlinski, F. et autres (2010), *Policy Targets related to Nitrogen Emissions from Agriculture- The Case of Germany*, document présenté à l'Atelier sur les indicateurs agroenvironnementaux de l'OCDE, Leysin, Suisse, mars, disponible à l'adresse : [www.oecd.org/tad/env/indicators](http://www.oecd.org/tad/env/indicators).
- Gouldson, A. et autres (2008), “New alternative and complementary environmental policy instruments and the implementation of the Water Framework Directive”, *European Environment*, vol. 18, pp. 359-370.
- Grundy, M. et M. Barson (2010), “Information, Indicators, Agricultural Productivity and Sustainable Practices – Australian Case Studies,” document présenté à l'Atelier sur les indicateurs agroenvironnementaux de l'OCDE, Leysin, Suisse, mars, disponible à l'adresse : [www.oecd.org/tad/env/indicators](http://www.oecd.org/tad/env/indicators).
- HELCOM (Helsinki Commission) (2009a), *Eutrophication in the Baltic Sea: An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment in the Baltic Sea Region – Executive Summary*, Baltic Sea Environment Proceedings No. 115A, HELCOM, Helsinki, Finlande.
- HELCOM (2009b), *Eutrophication in the Baltic Sea: An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment in the Baltic Sea Region*, Baltic Sea Environment Proceedings n° 115B, HELCOM, Helsinki, Finlande.
- John, P., G. Smith et G. Stoker (2009), “Nudge, Nudge, Think, Think: Two Strategies for Changing Civic Behaviour”, *Political Quarterly*, vol. 80, n° 3, pp. 361-70.
- Kanakoudis, V. et S. Tsitsifli (2010), “On-going evaluation of the WFD 2000/60/EC implementation process in the European Union, seven years after its launch: are we behind schedule?”, *Water Policy*, vol. 12, pp. 70-91.
- Kronvang, B. et autres (2008), “Effects of policy measures implemented in Denmark on nitrogen pollution of the aquatic environment”, *Environmental Science and Policy*, vol. 11, pp. 144-152.

- Kronvang, B., G.H. Rubaek et G. Heckrath (2009), “International phosphorus workshop: Diffuse phosphorus loss to surface water bodies – risk assessment, mitigation options, and ecological effects in river basins”, *Journal of Environmental Quality*, vol.38, pp. 1924-1929.
- Land and Water Forum (2010), *Report of the Land and Water Forum: A Fresh Start for Freshwater*, Wellington, Nouvelle-Zélande, [www.landandwater.org.nz](http://www.landandwater.org.nz).
- Lankoski, J. et M. Ollikainen (2011), *Counterfactual approach for assessing agri-environmental policy: Theory with an application to Finnish water protection policy*, Discussion Paper No. 56, Department of Economics and Management, University of Helsinki, Finlande, [www.helsinki.fi/taloustiede/Abs/DP56.pdf](http://www.helsinki.fi/taloustiede/Abs/DP56.pdf).
- Larsson, M. et A. Granstedt (2010), “Sustainable governance of the agriculture and the Baltic Sea – Agricultural reforms, food production and curbed eutrophication”, *Ecological Economics*, vol. 69, pp. 1943-1951.
- Lennox, J., W. Proctor et S. Russell (2011), “Structuring stakeholder participation in New Zealand’s water resource governance”, *Ecological Economics*, vol. 70, pp. 1381-1394.
- Malmaeus, J.M. et O.M. Karlsson (2010), “Estimating costs and potentials of different methods to reduce the Swedish phosphorus load from agriculture to surface water”, *Science of the Total Environment*, vol. 408, pp. 473-479.
- Mills, J. et J. Dwyer (2009), *EU environmental regulations in agriculture*, Countryside and Community Research Institute, Cheltenham, Royaume-Uni.
- Ministère de l’Écologie, du Développement durable, des Transports et du Logement (2010), chapitre “L’eau”, in *L’environnement en France*, Paris, France, [www.stats.environnement.developpement-durable.gouv.fr/acces-thematique/eau.html](http://www.stats.environnement.developpement-durable.gouv.fr/acces-thematique/eau.html).
- Ministère de l’Environnement (2010), *Implementation of HELCOM’s Baltic Sea Action Plan (BSAP) in Finland*, Status Report 17 mai, Helsinki, Finlande.
- Moxey, A. (2012), *The Monetary Costs and Benefits of Agriculture on Water Quality: Estimates across OECD Countries*, Rapport de Consultant de l’OCDE, disponible à l’adresse : [www.oecd.org/agriculture/water](http://www.oecd.org/agriculture/water).
- National Audit Office (2010), *Environment Agency: Tackling diffuse water pollution in England*, Report by the Comptroller and Auditor General, Londres, Royaume-Uni.
- National Land and Water Resources Audit (2001), *Australian Dryland Salinity Assessment 2000*, NLWRA on behalf of the Commonwealth of Australia, Canberra, Australie, [audit.ea.gov.au/anra/atlas\\_home.cfm](http://audit.ea.gov.au/anra/atlas_home.cfm).
- New Zealand Government (2011), *National Policy Statement: Freshwater Management 2011*, issued by notice in the Gazette on 12 May, Wellington, Nouvelle-Zélande, [www.mfe.govt.nz/rma/central/nps/freshwater-management.html](http://www.mfe.govt.nz/rma/central/nps/freshwater-management.html).
- OCDE (2007), *Instrument Mixes addressing Non-point Sources of Water Pollution*, OCDE, Paris, [www.oecd.org/env](http://www.oecd.org/env).
- OCDE (2008a), *La performance environnementale de l’agriculture dans les pays de l’OCDE depuis 1990*, OCDE, Paris, [www.oecd.org/tad/env/indicators](http://www.oecd.org/tad/env/indicators).
- OCDE (2011b), *Évaluation des réformes de la politique agricole aux États-Unis – Analyse préliminaire*, OCDE, Paris, [www.oecd.org/agr](http://www.oecd.org/agr).
- OCDE (2011c), *Évaluation des réformes des politiques agricoles de l’Union européenne – Analyse préliminaire*, OCDE, Paris, [www.oecd.org/agr](http://www.oecd.org/agr).
- OCDE (2011f), “Politiques relatives à la croissance verte et au changement climatique”, Chapitre 4 in *Études économiques de l’OCDE : Nouvelle-Zélande*, OCDE, Paris, [www.oecd.org/eco](http://www.oecd.org/eco).

- Oenema, O., H.P. Witzke, Z. Klimont, J.P. Lesschen et G.L. Velthof (2009), “Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27”, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 133, pp. 280-288.
- Ortolano, L., S. Baumont et G. Puz (2009), “Implementing programmes to reduce nitrate pollution from agriculture in Brittany, France”, *Water Resources Development*, vol. 25, n° 4, pp. 641-656.
- Pannell, D. J. et A.M. Roberts (2010), “Australia’s National Action Plan for Salinity and Water Quality: a retrospective assessment”, *Agricultural and Resource Economics*, vol. 54, pp. 437-456.
- Perez, M.R., C. Cox et K. Cook (2009), *Facing facts in the Chesapeake Bay*, Environmental Working Group, Washington, D.C., États-Unis.
- Perrot-Maitre, D. (2006), *The Vittel payments for ecosystem services: a perfect PES case?*, International Institute for Environment and Development, Londres, Royaume-Uni.
- Posthumus, H. et J. Morris (2010), “Implications of CAP reform for land management and runoff control in England and Wales”, *Land Use Policy*, vol. 27, pp. 42-50.
- Ribaudo, M., L. Hansen, D. Hellerstein et C. Greene (2010b), *The use of markets to increase private investment in environmental stewardship*, Economic Research Report No. 64, Economic Research Service, ministère de l’agriculture des États-Unis, Washington, D.C., États-Unis.
- Roberts, A.M., D.J. Pannell, G. Doole et O. Vigiak (2010), *Agricultural land management strategies to reduce phosphorus loads in the Gippsland Lakes, Australia*, Working Paper 1011, School of Agricultural and Resource Economics, The University of Western Australia, 28 juillet, [www.are.uwas.edu.au](http://www.are.uwas.edu.au).
- Robertson, M.J. et autres (2009), “Effectiveness of a publicly-funded demonstration program to promote management of dryland salinity”, *Journal of Environmental Management*, vol. 90, pp. 3023-3030.
- Shortle, J., M. Ribaudo, R.D. Horan et D. Blandford (2012), “Reforming Agricultural Nonpoint Pollution Policy in an Increasingly Budget Constrained Environment”, *Environmental Science and Technology*, janvier.
- Smith, L.E.D. et K. S. Porter (2009), “Management of catchments for the protection of water resources: Drawing on the New York City watershed experience”, *Regional Environmental Change*, mis en ligne le 22 octobre, [www.springerlink.com/content/1177727548811101/fulltext.pdf](http://www.springerlink.com/content/1177727548811101/fulltext.pdf).
- Saint-Ges, V. et M.-C. Belis-Bergouignan (2009), “Ways of reducing pesticides use in Bordeaux vineyards”, *Journal of Cleaner Production*, vol. 17, pp. 1644-1653.
- Sinabell, F. (2005), *An exploration of agricultural policy support and its impact on nitrate pollution in groundwater in Austria*, document présenté à l’Institut autrichien de la recherche économique, Vienne, Autriche.
- Sinabell, F. et E. Schmid (2006), *On the choice of cost and effectiveness indicators in the context of the European Water Policy*, document présenté à l’International Association of Agricultural Economists Conference, Gold Coast, Australie.
- Sneeringer, S. et N. Kay (2010), “Effects of Clean Water Act regulations on firm level decisions in agriculture”, document présenté à l’Agricultural and Applied Economics Association, Denver, Colorado, États-Unis.
- Stanton, T., M. Echavarria, K. Hamilton et C. Ott (2010), *State of watershed payments: An emerging marketplace*, Forest Trends, Washington, D.C., États-Unis.
- Union européenne (2010), *The EU Nitrates Directive*, Bruxelles, Belgique.

- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) (2010a), *Chesapeake Bay Compliance and Enforcement Strategy*, Washington, D.C., États-Unis, [www.epa.gov/compliance/civil/initiatives/chesapeake-strategy-enforcement.pdf](http://www.epa.gov/compliance/civil/initiatives/chesapeake-strategy-enforcement.pdf).
- USEPA (2010b), *Coming together for clean water: EPA's strategy for achieving clean water*, Public Discussion Draft August, Washington D.C., États-Unis, [blog.epa.gov/waterforum/wp-content/uploads/2010/08/Coming-Together-for-Clean-Water-Disc-Draft-Aug-2010-FINAL.pdf](http://blog.epa.gov/waterforum/wp-content/uploads/2010/08/Coming-Together-for-Clean-Water-Disc-Draft-Aug-2010-FINAL.pdf).
- U.S. Natural Resources Conservation Service (2011), *Assessment of the effects of conservation practices on cultivated cropland in the Chesapeake Bay region*, Natural Resource Conservation Service, U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C., États-Unis, [www.nrcs.usda.gov/technical/NRI/ceap/chesapeake\\_bay/ceap\\_chesapeake\\_bay\\_report.pdf](http://www.nrcs.usda.gov/technical/NRI/ceap/chesapeake_bay/ceap_chesapeake_bay_report.pdf).
- Vinther, F.P. et C.D. Borgesen (2010), *Nutrient surplus as a tool for evaluating environmental action plans in Denmark*, document présenté à l'Atelier sur les indicateurs agroenvironnementaux, Leysin, Suisse, accès à l'adresse suivante : [www.oecd.org/agriculture/env/indicators/workshop](http://www.oecd.org/agriculture/env/indicators/workshop).



Extrait de :  
**Water Quality and Agriculture**  
Meeting the Policy Challenge

Accéder à cette publication :  
<https://doi.org/10.1787/9789264168060-en>

**Merci de citer ce chapitre comme suit :**

OCDE (2012), « Expériences des pays de l'OCDE pour traiter les problèmes de qualité de l'eau liés à l'agriculture », dans *Water Quality and Agriculture : Meeting the Policy Challenge*, Éditions OCDE, Paris.

DOI: <https://doi.org/10.1787/9789264121119-8-fr>

Cet ouvrage est publié sous la responsabilité du Secrétaire général de l'OCDE. Les opinions et les arguments exprimés ici ne reflètent pas nécessairement les vues officielles des pays membres de l'OCDE.

Ce document et toute carte qu'il peut comprendre sont sans préjudice du statut de tout territoire, de la souveraineté s'exerçant sur ce dernier, du tracé des frontières et limites internationales, et du nom de tout territoire, ville ou région.

Vous êtes autorisés à copier, télécharger ou imprimer du contenu OCDE pour votre utilisation personnelle. Vous pouvez inclure des extraits des publications, des bases de données et produits multimédia de l'OCDE dans vos documents, présentations, blogs, sites Internet et matériel d'enseignement, sous réserve de faire mention de la source OCDE et du copyright. Les demandes pour usage public ou commercial ou de traduction devront être adressées à [rights@oecd.org](mailto:rights@oecd.org). Les demandes d'autorisation de photocopier une partie de ce contenu à des fins publiques ou commerciales peuvent être obtenues auprès du Copyright Clearance Center (CCC) [info@copyright.com](mailto:info@copyright.com) ou du Centre français d'exploitation du droit de copie (CFC) [contact@cfcopies.com](mailto:contact@cfcopies.com).