

L'empreinte aquatique des villes: méthodologie et premières applications à l'Île-de-France

Petros chatzimpiros^{1*} et Sabine Barles¹

¹Laboratoire Théorie des Mutations Urbaines, UMR CNRS 7136 AUS, Université de Paris 8,

*pchatzimpiros@univ-paris8.fr

1. Introduction : Empreinte écologique et empreinte aquatique

Le concept d'empreinte sur une ressource a été introduit pour la première fois dans les années 1990 par William Rees et Mathis Wackernagel (Rees, 1992 ; Rees and Wackernagel, 1996), à travers la méthode de l'empreinte écologique. Cette méthode tente de mesurer quelle part des terres bioproductives de la biosphère est employée par les activités humaines à notre niveau actuel de consommation et de performance dans l'exploitation des ressources (WWF, 2006 ; Monfreda et al., 2004 ; Simmons et al., 2000 ; Wackernagel et al., 2004b) ; elle est actuellement employée pour traduire la pression anthropique sur la planète. Cependant, limiter l'évaluation de la performance environnementale des sociétés au décompte des surfaces terrestres bioproductives exploitées présente de sérieuses limites, et ne rend pas compte de l'ensemble des interactions entre les sociétés et la biosphère. En particulier, l'empreinte écologique ne permet pas de prendre en compte l'impact des activités humaines sur la ressource en eau. La productivité des terres implique en effet la mobilisation de cette ressource, qu'elle soit disponible naturellement ou après intervention humaine. Les nombreuses interactions entre les sociétés et la ressource en eau font qu'elle se trouve sous l'influence humaine dans sa quasi-totalité (Vitousek et al., 1997 ; Postel et al., 1996 ; Vörösmarty et Sahagian, 2000 ; Meybeck, 2003). Un grand nombre d'études se focalisent sur les aspects quantitatifs de sa mobilisation, à travers la consommation d'eau à de fins de production, notamment alimentaire, (Shiklomanov, 1999 ; Rosegrant et al., 2002 ; Hoekstra et Hung, 2002, 2005 ; Chapagain et Hoekstra 2004). Dans cette problématique et par analogie avec le concept d'empreinte écologique, l'empreinte aquatique détermine un indicateur de l'utilisation anthropique de l'eau.

L'empreinte aquatique d'une nation a été définie par Hoekstra et Hung (2002) comme le volume d'eau total nécessaire à la production des biens et des services consommés par les habitants de cette nation. Le concept ainsi défini est étroitement lié à celui d'eau virtuelle (Allan, 1998). En effet, les habitants d'un pays consomment non seulement des biens et services produits localement – donc de l'eau disponible dans ce pays –, mais aussi des biens et services importés – donc indirectement de l'eau dans les pays producteurs. A contrario, le pays étudié exporte une partie des biens et services qu'il produit, donc indirectement l'eau qui a permis leur production. L'eau virtuelle correspond à ces flux indirects d'eau nécessaires à la production des biens et des services importés ou exportés et les échanges économiques internationaux impliquent des flux d'eau virtuelle transportés à longues distances. L'empreinte aquatique d'un pays dans un système économique ouvert peut ainsi être estimée en considérant la consommation nationale d'eau, à laquelle sont additionnés les flux d'eau virtuelle entrant dans le pays et soustraits les flux d'eau virtuelle sortant du pays. Ceci signifie que l'empreinte aquatique comprend deux composantes distinctes, l'empreinte interne et l'empreinte externe au pays. Les flux d'eau virtuelle relatifs aux échanges de biens et de services s'élèvent à 1 625 Gm³/an à l'échelle mondiale, alors que l'empreinte aquatique totale mondiale est estimée à 7 450 Gm³/an (1 240 m³/hab/an) (Chapagain et Hoekstra, 2004). Les différences d'un pays à l'autre sont importantes : l'empreinte totale moyenne des États-Unis est de 2 480 m³/hab/an contre 980 m³/hab/an pour les Indiens (Chapagain et Hoekstra, 2004). Pour un pays donné, les quatre facteurs déterminants de l'empreinte aquatique sont en effet le volume de consommation (lié au produit national brut), le régime alimentaire, les conditions climatiques et les pratiques agricoles.

L'agriculture est le plus grand consommateur d'eau et le climat du lieu de production agricole joue un rôle majeur dans cette consommation. De ce fait, les échanges d'eau virtuelle entre les pays peuvent se traduire par des économies d'eau quand les pays exportateurs sont caractérisés par des climats plus

favorables à la production agricole que les pays importateurs. À l'échelle mondiale, ces économies d'eau sont estimées à 352 Gm³/an (Chapagain et al., 2006a). L'empreinte aquatique mondiale pour la production agricole (y compris la nourriture du bétail) est estimée à 6 390 Gm³/an. Généralement, l'eau virtuelle des produits agricoles est inférieure à celle des produits animaux. Par exemple en Île-de-France l'eau virtuelle du blé est de l'ordre de 900 m³/t de blé produit (voir plus loin), alors qu'en moyenne l'eau virtuelle de la viande de bœuf représente 15 000 m³/t. Par conséquent, le régime alimentaire est déterminant de l'empreinte aquatique d'une nation. Une consommation élevée en produits animaux entraîne une empreinte par habitant élevée, comme c'est le cas pour la Chine dont l'empreinte totale est passée de 250 m³/hab en 1961 à 780 m³/hab en 2003 (Liu et Savenije, 2008).

Ces résultats montrent que l'empreinte aquatique permet d'estimer l'emprise quantitative des populations sur la ressource en eau. Cependant, plusieurs études soulignent la dégradation de la qualité de l'eau dérivant des activités humaines en se focalisant principalement sur l'activité agricole (Billen et al, 2007 ; Ducharne et al., 2007 ; Ledoux et al., 2007). Le volet qualitatif de l'emprise humaine sur la ressource en eau a commencé à être inclus dans la méthode de l'empreinte aquatique grâce à la conversion des quantités de polluants émis par les activités de production en volumes d'eau jugés nécessaires à leur assimilation. Ainsi, Chapagain et al. (2006b) ont estimé l'empreinte aquatique de la consommation mondiale de coton à 256 Gm³/an, dont 81 % correspondent à l'empreinte quantitative (eau pluviale et d'irrigation évapotranspirée) et 19 % à l'empreinte qualitative (volume de dilution des polluants lors de l'élaboration de produits à base de coton). L'eau de dilution est aussi qualifiée d'eau grise (Hoekstra, 2007).

Les études antérieures d'empreinte aquatique, qu'elles portent sur les aspects quantitatifs et qualitatifs de l'utilisation anthropique de l'eau, sont menées à l'échelle de pays et associent l'empreinte aquatique nationale au bilan entre l'utilisation des eaux nationales, plus l'eau virtuelle importée moins l'eau virtuelle exportée. Elles se limitent donc aux échanges d'eau associés aux produits et il en résulte qu'elles n'examinent pas les milieux anthropisés à d'autres échelles que les échelles nationales (échelle régionale en particulier) où d'autres types d'interactions peuvent avoir lieu. Elles omettent ainsi une partie des impacts urbains sur la qualité de l'eau : le devenir des eaux distribuées, les eaux de ruissellement superficiel, les effets synergiques de différents polluants lors de leur parcours en aval hydrographique. Autrement dit, elles manquent de dimension spatiale et n'abordent pas la pression environnementale induite par la présence physique d'une ville dans un hydrosystème donné. L'analyse qu'on entreprend ici tentera d'inclure ces composantes supplémentaires.

Par ailleurs, l'association de la notion d'empreinte aquatique au concept d'eau virtuelle (Allan, 1998) présente des ambiguïtés terminologiques dans la mesure où la première a un caractère territorial alors que la deuxième n'en a pas puisqu'elle traduit les échanges commerciaux. Ainsi, la qualification « eau virtuelle » de l'eau contenue dans un produit est appropriée dans l'analyse des flux de produits (transfert virtuel d'eau), mais n'a pas tellement de sens dans une analyse territorialisée examinant la quantité d'eau consommée lors de l'élaboration d'un produit. Dans ce second cas, l'eau liée à la production est concrète et réellement soustraite du territoire. Elle peut être considérée comme « incorporée » ou « cachée » dans le produit. Cette eau cachée des produits peut ensuite être transportée de manière virtuelle d'un territoire à un autre, mais elle n'est par virtuelle elle-même. En revanche, le terme eau virtuelle paraît parfaitement approprié pour exprimer le volume d'eau théoriquement nécessaire à l'assimilation de la pollution puisque cette dernière ne s'effectue pas en réalité. Sa quantification en unité de volume exprime l'impact qualitatif des activités humaines sur l'eau de manière virtuelle, et est facilement comparable aux impacts quantitatifs.

L'objectif de ce travail est la détermination de l'empreinte aquatique contemporaine de l'agglomération parisienne et d'Île-de-France ainsi que la reconstitution historique de celle-ci. Dans les systèmes économiques préindustriels entretenant peu d'échanges commerciaux à longue distance, l'empreinte aquatique se limite au territoire de la collectivité et à son hinterland. De plus, le rapport de production et d'échanges de matières entre la ville et les milieux ruraux a longtemps été étroit et complémentaire dans les deux sens, avec pour conséquence la relative préservation de la qualité des eaux régionales. A contrario, le système économique actuel ouvert entraîne la globalisation des ressources aquatiques. L'approvisionnement alimentaire et matériel des Franciliens provient en partie de territoires très lointains, et se traduit par une empreinte aquatique externe au territoire. Ainsi, l'analyse de l'empreinte aquatique contemporaine et historique de l'Île-de-France permettra de

considérer à la fois la solidarité intragénérationnelle et l'évolution spatiotemporelle des impacts de l'agglomération parisienne sur la ressource en eau.

2. Méthode

Parce que les besoins en eau des populations s'étendent des utilisations directes dans l'habitat à la production de biens et d'électricité et à l'évacuation de déchets urbains, agricoles, animaux et industriels, nous distinguons trois types d'eau, chacun desquels indique la manière dont l'eau est employée par les sociétés humaines. Notre analyse étant régionale, nous sommes contraints, comme cela est suggéré plus haut (§ 1), de modifier la terminologie employée dans les études antérieures d'empreinte aquatique. Les choix terminologiques proposés ici – quoique scientifiquement satisfaisantes – restent provisoires dans l'attente d'une normalisation commune avec les autres chercheurs du domaine. Nous décomposons donc l'empreinte aquatique de l'Île-de-France en 1) eau directe, 2) eau cachée et 3) eau virtuelle.

- L'eau directe est l'eau qui entre dans la ville de manière apparente en tant que H₂O. Ce serait donc les apports pluviaux naturels et les apports anthropiques visant l'approvisionnement en eau des municipalités. Ce type d'eau est généralement caractérisé par une relative proximité entre la ville et les points de prélèvement et de rejet. Donc, l'eau apparente est généralement une eau à l'échelle locale.
- L'eau cachée englobe toute eau qui est consommée lors de la production de biens et services. Elle y est donc « incorporée ». On la retrouve dans la production agricole, animale et industrielle (y compris la production d'électricité). À titre d'exemple, l'eau cachée des produits agricoles comprend l'eau pluviale et d'irrigation évapotranspirée par la plante. L'eau cachée industrielle concerne l'eau prélevée comme ingrédient ou pour traiter d'autres ingrédients d'un produit. Enfin, l'eau cachée de l'énergie électrique est l'eau évaporée lors du refroidissement des installations des usines.
- L'eau virtuelle représente l'impact qualitatif des activités et infrastructures humaines. On quantifie cet impact en traduisant le volume de polluants contenus dans les effluents engendrés par les activités humaines en unités de volume d'eau, nécessaire à l'assimilation de la pollution.

3. Première application à l'Île-de-France

3.1. Les eaux directes et virtuelles de l'agglomération parisienne

La progression de l'espace urbanisé et l'augmentation de la population urbaine ont des implications pour les eaux directes. D'une part, les apports pluviaux précipités sur le sol urbain retournent en grande partie rapidement dans les eaux superficielles régionales par ruissellement (en raison de l'imperméabilisation du sol urbain), entraînant de polluants solubles ou particuliers (Makepeace et al., 1995). D'autre part, l'augmentation de la population urbaine associée à la diffusion du confort et de l'hygiène conduit à l'accroissement des volumes d'eau distribuée dans les habitations et à l'augmentation de la charge polluante totale de celles-ci.

On a choisi trois années pour donner un aperçu de l'évolution des eaux directes et virtuelles de l'agglomération parisienne à différents stades d'urbanisation : début du XIXe siècle (1807), début du XXe siècle (1900) et début du XXIe siècle (2006).

Au début du XIXe siècle, l'urbanisation de l'Île-de-France était essentiellement concentrée dans Paris intra muros, qui comptait 550 000 habitants sur une surface de 3 370 ha (Barles, 2002). Une estimation des apports anthropiques d'eau directe – n'étant pas mise en circulation dans les habitations – est de l'ordre de 3 millions m³/an dont la charge organique et d'azote est faible suite à la gestion indépendante de l'eau et des excréta humains, les derniers servant comme nutriments pour l'agriculture. Sur le sol urbain peu étendu, le ruissellement est estimé à une hauteur d'eau de 336 mm/an (Barles, 2002). Les entrées alimentaires représentent alors environ 6 000 tN/an (pour l'alimentation humaine et animale). L'analyse de la circulation de l'azote effectuée par Barles (2007b) montre que 20 % de celui-ci est exporté vers l'agriculture sous forme d'engrais. On estime dans un premier temps à 50 % l'azote qui est rejeté dans le réseau hydrographique, le reste étant dénitrifié dans les fosses d'aisances, dans l'espace public où lors de la fabrication d'engrais.

En début de XXe siècle, l'agglomération parisienne comptait 4,1 millions d'habitants, sur une superficie urbaine de 30 000 ha (Lecoin, 1977) et recevait de l'eau potable de 280 millions m³/an (Barles, 2007a). L'eau avait déjà commencé à constituer un flux dans la ville, dans le principe d'importation - exportation (distribution d'eau - système d'assainissement) (Barles, 2002). Les eaux distribuées étaient collectées par le système d'assainissement unitaire, largement mis en place depuis la deuxième moitié du XIXe siècle. Il acheminait les eaux brutes à l'aval de Paris, dont une fraction importante était épandue sur 5 000 hectares de parcelles agricoles. Le ruissellement généré sur les 30 000 ha de surface urbaine est estimé à une colonne d'eau de 390 mm, (à partir d'une pluie de 600 mm et un coefficient de ruissellement global, supposé égal à 0,65 - par rapport à 0,6 en 1847 (Barles 2002)). L'azote total importé dans l'agglomération en 1900 représente 26 900 tN pour l'alimentation humaine et 7 300 tN pour les chevaux (110 000 chevaux éjectant 113 gr/jour (Girardin et Du Breuil, 1885)), soit 34 200 tN au total. La fraction valorisée sur la quantité totale produite dans la ville – ne polluant pas l'eau de la Seine – s'élevait alors à 40 % (Barles, 2007a). Il reste donc environ 20 500 tonnes que l'on suppose comme entrée polluante des eaux régionales.

La population totale de l'Île-de-France est actuellement de 11 175 000 habitants, Paris n'en comptant plus que 2 125 800 (INSEE, 2006) sur une surface urbanisée de 251 300 ha, dont 186 500 ha d'espaces urbains construits et 64 600 ha d'espaces ouverts (jardins, parcs, etc.) (IAURIF, 2001). L'eau distribuée par habitant représente grosso modo 100 m³/an, transformée en quasi-totalité en eau usée évacuant des substances solubles ménagères et des excréta humains. À partir de la surface construite et de la hauteur d'eau ruisselée (390 mm résultant de 600 mm de pluie avec un coefficient de ruissellement 0,65) on fait une estimation du ruissellement superficiel, dont la charge polluante est composée notamment de métaux lourds (Cd, Cu, Pb, Zn) et de matière organique (MO). Les eaux directes de l'agglomération sont collectées en quasi-totalité par le système d'assainissement unitaire et sont acheminées dans des stations d'épuration. Les stations d'épuration d'Achères et de Colombes reçoivent ensemble à peu près la moitié des eaux directes calculées ici, soit environ 800 millions m³/an avec une charge spécifique en azote total réduit égale à environ 29 000 t/an (calculé à partir de données mobilisées par Garnier et al. (2006)). En supposant que l'autre moitié des eaux directes transporte la même quantité d'azote total, l'azote total des eaux directes de l'agglomération peut être évaluée à 58 000 t/an, (correspondant à 14 gN/hab/jour). On fait la supposition que le taux d'élimination globale de l'azote total est un peu supérieur au rendement d'Achères (30 %), soit 35 % pour l'azote total (NGL). Par conséquent, la quantité totale d'azote déversée dans les eaux régionales est de 38 000 t/an.

Ces chiffres indicatifs sont rassemblés dans le tableau 1 pour illustrer l'évolution de l'empreinte aquatique urbaine de l'Île-de-France. La somme des volumes de ruissellement et des apports anthropiques donne le volume d'eau directe (tableau 1a). La quantité d'azote transportée par les eaux directes est utilisée pour déterminer le volume d'eau virtuelle, comme suit : on fixe la concentration acceptable en azote des eaux directes à la norme de l'eau potable (10 mg/l de nitrate-N). On calcule le ratio de la quantité d'azote versée dans les eaux régionales sur le volume des eaux directes pour chaque année, en unité de concentration mgN/l. Le volume d'eau virtuelle est le volume d'eau (à concentration nulle d'azote) nécessaire à ramener ce ratio à la concentration de 10 mgN/l (tableau 1b).

Au terme de cette première approximation, l'empreinte totale locale de l'agglomération parisienne serait passée de 300 millions m³ en 1807 à 2 100 millions m³ en 1900 et 3 800 millions m³ en 2006. On note que le volume d'eau virtuelle des années 1900 et 2006 est très voisin. Une des raisons en est la présence des chevaux (destinés au transport) encore au début du XXe siècle et leur impact sur le cycle de l'azote et donc sur la ressource en eau¹.

¹ L'impact des transports urbains se traduit différemment aujourd'hui ce qui montre toute l'importance de l'analyse des transferts interressources.

Tableau 1 : Approximation de l'évolution des eaux directes (a) et virtuelles (b) entre le XIXe et XXIe siècles

a)	Population urbaine	Superficie urbaine engendrant le ruissellement (ha)	Estimation du ruissellement superficiel (millions m ³ /an)	Apports anthropiques (millions m ³)	Eaux directes (V _{ED}) (millions m ³)
1807	550 000	3 370	11	3	14
1900	4 100 000	30 000	117	280	397
2006	11 175 000	186 500	727	1 117	1 845
b)	Azote rejeté dans les eaux régionales (t)	Ratio mgN/l d'eau rejetée	Norme d'eau potable d'aujourd'hui mgN/l	Facteur de dilution	Eau virtuelle (millions m ³)
1807	3 000	214,3	10	21,4	286
1900	20 500	51,6	10	5,2	1 667
2006	38 000	20,6	10	2,1	1 955

L'estimation de l'eau virtuelle ne doit être considérée que comme indication grossière de l'évolution de l'empreinte aquatique qualitative locale. La raison en est double. D'une part, les polluants critiques permettant la détermination du volume d'eau virtuelle sont différents pour chaque époque. L'eau virtuelle locale devrait être quantifiée sur la base de polluants spécifiques à chaque époque (MO ou N pour les temps historiques et éventuellement métaux lourds pour les temps contemporains). Pour chaque polluant rejeté dans le système hydrographique de la Seine on définira une concentration acceptable. Le volume d'eau nécessaire à la dilution (ou assimilation par voie biochimique) des polluants déchargés jusqu'à cette concentration correspondrait à l'eau virtuelle du milieu pour chaque année. D'autre part, l'impact représenté par le volume d'eau virtuelle est d'autant plus important que les sources de rejets sont ponctuelles (comme c'est le cas en 2006 avec les rejets des stations d'épurations versus les rejets diffus par le ruissellement non assaini, cas du XIXe et dans une moindre mesure du premier XXe siècle). Des calculs plus précis seront entrepris dans la suite de ces travaux. La reconstitution historique de l'empreinte aquatique locale se concrétisera par une chronique de quantités d'eau directe et virtuelles associées.

3.2. Agriculture

3.2.1. Eau cachée agricole

La croissance de la population urbaine nécessite la croissance des flux de matières destinées à la ville (Barles, 2007c). Paris se situe au centre d'un bassin versant très fertile qui, jusqu'à la première moitié du XXe siècle, assurait de manière quasi-exclusive l'approvisionnement en produits agricoles de la capitale. Ceci est le résultat de deux paramètres : d'un côté la production croissante des systèmes agraires développés dans le bassin permettait une relative autarchie alimentaire régionale et de l'autre l'absence de surplus de production agricole de l'hinterland après la déduction de la consommation de l'agglomération ne permettait pas la mise en place d'échanges commerciaux significatifs avec d'autres territoires. La quasi-absence d'importations et d'exportations se traduisait par la limitation de l'empreinte aquatique de la population à son hinterland régional.

La principale contrainte limitant la production agricole du bassin à la demande alimentaire régionale durant les siècles précédents tenait aux faibles rendements, dus à la faible disponibilité de nutriments (Billen et al., dans ce rapport). La découverte en 1914 du procédé Haber-Bosch permettant la production industrielle d'engrais azotés à partir de l'azote atmosphérique (Galloway, 1998), a fait exploser, quelques années plus tard, les rendements agricoles et la superficie des surfaces cultivables. Depuis, l'échange de produits agricoles avec de régions lointaines s'est développé dans les deux sens et se traduit par la transition d'une empreinte aquatique francilienne régionale à une empreinte internationale. L'Île-de-France exporte de l'eau cachée agricole à travers des flux de produits

notamment céréaliers et en importe sous forme de produits principalement fruitiers et légumineux. Cette transition économique est traduite dans la méthode de l’empreinte aquatique par le transfert d’eau cachée à longues distances. En localisant sur la planète la composante « empreinte externe », on constate souvent qu’elle porte sur des régions du globe très arides, fait qui s’oppose au principe de solidarité intragénérationnelle vis-à-vis des ressources aquatiques. Un tel exemple pour l’Île-de-France concerne les importations de fruits en provenance d’Israël, pays où le rythme d’utilisation annuelle d’eau douce est supérieur à celui de son renouvellement (Chapagain et Hoekstra, 2004).

Dans la suite de ces travaux, on s’attachera à la détermination complète de l’empreinte aquatique agricole de l’agglomération parisienne dans les temps historiques et contemporains en la déclinant en empreinte interne et externe. Pour le moment, on se contentera d’exposer le principe du calcul de l’eau cachée (EC) contenue dans un produit agricole, tant à l’étape de la production puis de la récolte et qu’à celle de l’élaboration du produit fini. On présente aussi quelques résultats provisoires pour les années 1990, 1995, 2000, 2005, 2006 ainsi que l’empreinte aquatique de la consommation de pain des Franciliens pour les années 1817, 1854, 1882, 1904, 1950, 1960, 1970, 1980, 1990, 2000.

La première étape du calcul de l’eau cachée consiste à estimer les besoins en eau d’une culture n (BEC_n), exprimés en m^3/t récoltée.

$$BEC_n = ETP_n / R_n$$

ETP_n est l’évapotranspiration potentielle de la plante (mm/période de croissance, calculée par la méthode Penman-Monteith (Allen et al., 1998) et mise à disposition par la FAO (Food and Agriculture Organisation, Organisation des Nations Unies pour l’Alimentation et l’Agriculture)) et R_n le rendement de la culture n (t/ha) (Agreste, 2006). La quantité d’eau cachée (EC_n) par culture et par an est par la suite obtenue en multipliant la production récoltée (P_n) par le BEC_n .

$$EC_n (m^3) = BEC_n (m^3/t) * P_n (t)$$

L’eau cachée totale de la production agricole francilienne dérive de la somme des eaux cachées partielles de chaque culture.

$$EC = \sum EC_n$$

Le calcul de l’eau cachée d’un produit fini nécessite la connaissance de la composition de celui-ci : par exemple, un kilo de pain ne correspond pas à un kilo de blé. Il faut donc pondérer l’eau cachée liée à la culture en conséquence, et y ajouter l’eau utilisée lors du processus de fabrication. L’eau cachée du pain est calculée selon ce principe pour quelques années des XIXe et XXe siècles et les principales variables et résultats sont présentés dans le tableau 2.

Tableau 2 : Eau cachée liée à la consommation du pain, 1875-2000.

variable	valeur	unité	1875-1889	1950	1960	1970	1980	1990	2000
blé tendre ET	x	mm	500	500	500	500	500	500	500
rendement	y	t/ha	1,8	2,6	3,5	4,4	5,3	6,2	8,0
eau cachée blé frais	$EC_b = x/y$	m^3/t	2778	1923	1429	1136	943	806	625
fraction après moulage tamisage	a	$0 < a < 1$	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
eau cachée farine	$EC_f = EC_b/a$	m^3/t	3268	2262	1681	1337	1110	949	735
ajout d'eau dans la farine	b	m^3/t	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
fraction après les étapes de fabrication	c	$0 < c < 1$	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
eau cachée pain	$EC_p = (EC_f + b)/c$	m^3/t	3845	2662	1978	1573	1306	1117	866

Les grandes différences du contenu en eau cachée du pain entre les années considérées sont dues aux différents rendements des cultures. Pour la période entre 1875-1889 on a considéré que le rendement de la culture de blé est constant et égal à 18 q/ha (Statistique agricole, 1886). Les rendements des autres années sont donnés par IAURIF (2004).

L’empreinte aquatique de la consommation de pain de l’agglomération parisienne a été calculée pour les années 1817, 1854, 1882, 1904, 1950, 1960, 1970, 1980, 1990 et 2000 (tableau 3). Les données de consommation proviennent de Barles (2002) pour le XIXe siècle et de Billen et al. (2007) pour le XXe siècle. Ces dernières sont converties des unités d’azote (kgN/hab/an) en unités massiques (kg produit/hab/an), à l’aide de la teneur en azote du pain (1,4 gN dans 100 g de pain). Cette empreinte est interne à la région qui n’importe pas ou importe peu de blé.

Tableau 3 : Empreinte aquatique de la consommation de pain des Franciliens, 1817 – 2000.

	N kg/hab/an	Pain kg/hab/an	Population	Conso totale pain (10 ³ t)	EC pain (m ³ /t)	EC totale conso pain (10 ⁶ m ³)
1817	1,05	74,7	1 700 000	127	3 845	488
1854	1,16	83,1	2 239 925	186	3 845	715
1882	1,33	95,3	3 726 318	355	3 845	1 365
1904	1,11	79,0	4 960 400	392	3 845	1 507
1950	1,94	138,6	7 100 000	984	2 662	2 619
1960	1,69	120,7	8 470 000	1 022	1 978	2 022
1970	1,48	105,7	9 400 000	994	1 573	1 564
1980	1,42	101,4	10 070 000	1 021	1 306	1 334
1990	1,38	98,6	10 660 000	1 051	1 117	1 173
2000	1,34	95,7	10 952 000	1 048	866	907

L’analyse de l’empreinte aquatique associée à la consommation d’un produit permet de révéler les facteurs déterminant la consommation d’eau pour la production. Toutefois, ces résultats doivent être considérés avec prudence étant donné les incertitudes des calculs : ils représentent plus des ordres de grandeur que de valeurs précises. Dans l’exemple du pain, la diminution de l’eau cachée totale au cours de la période considérée, due à l’explosion des rendements agricoles, est très significative malgré l’augmentation de la population. Cependant, la fertilisation permettant ces rendements accrus, détériore la qualité d’eau de l’écosystème aquatique concerné (voir plus loin).

L’eau cachée de la production agricole francilienne a également été calculée pour la période 1989-2006. L’agriculture francilienne est peu irriguée ce qui signifie que l’alimentation en eau des cultures repose notamment sur les précipitations (de l’ordre de 90 % de cultures pluviales). Au sein de l’Île-de-France, on retrouve plus de cent espèces végétales cultivées. En 1989 on comptait principalement des cultures céréalières (394 793 ha), oléagineuses (47 809 ha), protéagineuses (57 529 ha), de betteraves et pommes de terre (41 573 ha), de cultures fourragères (27 079 ha) et peu de cultures légumineuses (10 722 ha) et fruitières (2 067 ha). La superficie occupée par ces cultures a évolué entre 1989 et 2006 en présentant une baisse irrégulière. En 2006 on comptait 350 610 ha pour les céréales, 71 170 ha pour les oléagineux, 40 672 ha pour les protéagineux, 38 360 ha pour les betteraves, 22 205 ha pour les fourrages, 5 567 ha pour les légumes et 1 174 ha, (Agreste, 2006). L’eau cachée de la production agricole du territoire résulte de l’addition des eaux cachées partielles de toutes les cultures du territoire. Dans le tableau 4 sont renseignés les chiffres de base utilisés dans les calculs et l’eau cachée agricole par culture pour l’année 2006.

Tableau 4 : Etapes du calcul d'eau caché par culture, Ile de France 2006 (les valeurs d'évapotranspiration avec * correspondent à des moyennes).

mm/cropPeriod	Culture	Superficie (ha)	Rendement (100 kg/ha)	BEC (m3/t)	Prod récol (100 kg)	eau cachee (m ³)
630	Total blé tendre	244150	73,71	855	17997500	1538 247 863
630	Total blé dur	4330	55,03	1145	238310	27279795
220	Seigle	590	56,94	386	33600	1298209
546	Total orge et escourgeon	67715	63,83	855	4322845	369745065
546	Total avoine	2555	58,33	936	149035	13951316
425	Total maïs	29616	89,96	472	2664440	125876723
302	Sorgho	92	45,54		4190	0
58	Triticale	1174	63,82	91	74930	680968
400	Autres céréales non mélangées	68	46,17	866	3140	272038
354	Mélanges (y c. méteil)	320	50	708	16000	1132800
	Total céréales (sauf riz)	350610	72,74	0	25503990	2078484777
435	Total colza (et navette)	66216	30,13	1444	1995180	288129238
369	Tournesol	4184	22	1677	92048	15438960
460	Soja	30	22		660	0
395	Lin oléagineux	720	20	1975	14400	2844000
	Total oléagineux	71170	29,54	0	2102588	306412198
231	Féveroles (et fèves)	15319	40,46	571	619819	35387590
295	Pois protéagineux	24866	43,45	679	1080588	73365583
294	Lupin doux	487	25		12175	0
	total protéagineux	40672	42,1	0	1712582	108753173
474	betteraves industrielles	38360	725,33	65	27824000	181828630
274	Chanvre papier (paille et graine) (y c. semences)	112	100	274	11200	306880
202	Lin textile (roui non battu) (y c. semences)	2254	60	337	135240	4553080
430	ensemble pommes de terre	3715	428,12	100	1590480	15974643
	Total Cultures indust et PdT	44441				202663232
162*	Total Four racines (betteraves)	45	621,77	26	27980	72901
404*	Total Four ann (maïs)	1662	114,71	352	190650	6714550
363*	Total Prairies	20498	47,72	761	978362	74422759
352*	Total légumes frais et secs	5568				18635634
580*	Total cultures fruitières	1174				7076918

L'eau cachée totale par catégorie de culture pour quatre années (1990, 1995, 2000, 2005) apparaît dans le tableau 5.

Tableau 5 : Eau cachée par culture et eau cachée agricole totale, Île-de-France, 1990, 1995, 2000, 2005 ($10^6 m^3$).

	Céréales	Oléagineux	Protéagineux	BI PdT*	Fourrage	Légumes	Fruits	Total
1990	2 232	217	185	226	94	32	12	2 999
1995	1 931	204	169	231	90	28	10	2 662
2000	2 144	245	124	218	85	23	8	2 847
2005	2 075	270	126	207	85	19	7	2 789

* BI PdT : betteraves industrielles et pommes de terre.

Les cultures présentant les besoins en eau les plus élevés (m^3/t de récolte) sont les cultures oléagineuses et certaines cultures fruitières. Cependant, les céréales constituent les plus grands consommateurs d'eau en Île-de-France, en raison des grandes quantités produites. La fluctuation d'eau cachée observée entre les années indiquées est principalement liée à l'instabilité interannuelle de la superficie cultivée étant donné que les rendements des cultures restent relativement constants. A contrario, les conditions météorologiques et notamment la pluviométrie interannuelle n'est pas prise en compte dans l'analyse. Les calculs s'appuient sur des valeurs d'évapotranspiration potentielle qui est satisfaite seulement dans les cas de cultures irriguées. Cela conduit à une surestimation de l'eau cachée agricole qui n'est néanmoins pas très importante étant donné le climat de la région. Cependant, on ne peut pas négliger que l'humidité disponible dans le sol est régulatrice de la croissance des cultures. Des chroniques de pluies effectives seront utilisées dans la suite des travaux pour éliminer les imprécisions induites par l'emploi de données d'évapotranspiration potentielle.

3.2.2. Eau virtuelle agricole

On a vu précédemment que le contenu en eau cachée d'un produit est fortement dépendant des rendements de cultures. Les rendements accrus sont assurés par la bonne fertilisation de sol, préoccupation majeure et contrainte principale pour l'agriculture. Avant 1920, la fertilisation de l'agriculture reposait en grande partie sur les fumiers – dont la pénurie était régulièrement dénoncée, et de grands espoirs étaient placés dans l'utilisation des excréta de l'agglomération parisienne – boues de rues, fumiers de chevaux, excréta humains –, dont la valorisation réduisait l'impact induit par les eaux directes urbaines. Cependant plusieurs facteurs, discutés dans les travaux de Barles (Barles 2002, 2007b, Barles et Lestel 2007), ont fait que les engrais industriels (acide nitrique) ont dominé la fertilisation des terres agricoles à partir de XXe siècle. Une fraction des fertilisants épandus est lessivée par la pluie et vers les hydrosystèmes, causant leur dysfonctionnement, (Billen et al., 2007, Ducharme et al., 2007). Dans notre analyse rétrospective, l'impact, différé dans le temps, de la fertilisation agricole sera quantifié en volume d'eau virtuelle.

4. Perspectives

On a abordé jusqu'à présent quelques-unes des composantes de l'empreinte aquatique de l'agglomération parisienne. Leur détermination sera approfondie de façon à obtenir des résultats plus précis et étendus dans le temps. Les autres composantes de l'empreinte – relatives à la consommation de produits animaux, industriels et à la consommation d'électricité – restent à définir. Elles seront abordées sur la base du contenu en eau cachée et virtuelle de produits consommés par les Franciliens. À l'exception d'une partie de produits industriels qui est élaborée au sein de l'Île-de-France, les autres biens et services consommés par les Franciliens (produits animaux, électricité) utilisent des ressources aquatiques externes à la région parisienne, ils sont donc à la base de son empreinte externe. Pour la déterminer, il faudra 'tracer' dans l'espace les origines des flux de matières à destination de l'Île-de-

France. Pour chacune de ces catégories de produits (animaux, industriels, électricité) on donne par la suite un aperçu de la détermination des eaux cachées d'une part et virtuelle d'autre part.

4.1. Eau cachée animale

L'élevage des animaux implique aussi l'utilisation d'eau. Cela concerne leur boisson, les services de nettoyage et l'eau incorporée dans les composants de leur nourriture. La somme de celles-ci compose le contenu en eau cachée de l'animal qui est fonction de son âge, du système d'élevage et de la composition de sa nourriture. Les principaux animaux - bovins, ovins, porcins, chevaux, volailles – sont élevés pour leur viande, peau, matières grasses, lait, œufs. Chaque produit issu d'un animal a un contenu en eau cachée, fraction de l'eau cachée totale de l'animal qui sera déterminée en fonction des consommations des Franciliens. L'Île-de-France consommant plus de produits animaux qu'elle n'en produit présentera une empreinte externe importante vis-à-vis de ces produits.

4.2. Eau cachée de l'électricité

Le rapport entre la production d'énergie électrique et la ressource aquatique tient à la mobilisation des quantités d'eau pour refroidir les installations des usines fonctionnant avec de combustibles conventionnels : nucléaire, charbon, pétrole. Cette procédure est à la fois consommatrice d'eau - les calories sont évacuées par évaporation - et polluante, dans la mesure où une partie de l'eau de refroidissement ne s'évapore pas et est restituée, à une température élevée, au milieu aquatique d'origine. Les effluents chauds reviennent en équilibre thermique avec l'eau du milieu par évaporation ou par mélange hydrique. L'eau thermiquement polluée est caractérisée par une faible concentration en oxygène dissous (anoxie), avec de conséquences directes sur la vie aquatique d'autant plus importantes que les besoins en oxygène des poissons croissent avec la température. L'ensemble de l'eau consommée par évaporation lors de la production d'électricité est de l'eau cachée alors que le volume d'eau influé par la hausse de température dans le milieu est de l'eau virtuelle. La quantité d'eau cachée et d'eau virtuelle est fonction du type de centrale et du système de refroidissement. Quelques valeurs indicatives d'eau cachée par MWh produite apparaissent dans la colonne droite du tableau 6.

Tableau 6 : Taux de prélèvement et de consommation d'eau de refroidissement par type de centrale et de système de refroidissement, d'après (EPRI, 2002).

Type de centrale selon combustible et système de refroidissement	Prélèvement d'eau (m ³ /MWh)	Consommation nette d'eau (m ³ /MWh)
Fossile/biomasse/déchets, refroidissement à circuit ouvert	75,7 à 189,3	1,1
Fossile/biomasse/déchets, bassin de refroidissement	1,1 à 2,3	1,1 à 1,8
Fossile/biomasse/déchets, refroidissement par réfrigérant atmosphérique humide	1,9 à 2,3	1,8
Nucléaire, refroidissement à circuit ouvert	94,6 à 227,1	1,5
Nucléaire, bassin de refroidissement	1,9 à 4,2	1,5 à 2,7
Nucléaire, refroidissement par réfrigérant atmosphérique humide	3,0 à 4,2	2,7

L'Île-de-France produisant beaucoup moins d'électricité qu'elle n'en consomme présente une empreinte externe, déclinée en eau cachée et virtuelle, dérivant de sa consommation d'énergie électrique.

4.3. Eau cachée industrielle

Selon le produit industriel, les quantités d'eau cachée et virtuelle sont très variables et portent rarement sur un seul secteur hydrographique compte tenu des nombreuses étapes de la fabrication, chacune pouvant être réalisée à un endroit différent (Chapagain et al., 2006b). Par exemple, la fabrication d'un vêtement peut se traduire par la culture de coton en Chine, puis son exportation pour blanchiment au Pakistan, sa réexportation pour coloration en Espagne puis l'obtention du produit final au Portugal. Chacune de ces étapes est consommatrice d'eau et émettrice de polluants, donc implique eau cachée et eau virtuelle. Pour les produits industriels d'origine non agricole, l'eau virtuelle serait

plus importante que l'eau cachée car les différentes phases de l'élaboration entraînent l'émission vers le milieu aquatique de polluants dangereux, y compris de micropolluants (métaux lourds, antibiotiques etc.). Une attention particulière doit être apportée à la partie de l'empreinte aquatique correspondant à l'eau virtuelle industrielle car la pollution peut dans une certaine mesure être considérée comme un choix plutôt que comme une nécessité. Dans l'absolu, les effluents industriels pourraient être traités de façon à ce que le contenu en eau virtuelle des produits soit nul, ce qui nécessiterait l'utilisation de technologies appropriées qui sont en revanche consommatrices d'énergie. En d'autres termes, l'élimination (ou la minimisation) de l'impact sur la ressource aquatique en crée d'autres sur la ressource énergétique notamment (émissions de GES liées à l'énergie consommée). La démarche consistant à convertir la pollution aquatique en pollution atmosphérique pourrait constituer un lien entre l'empreinte aquatique et l'empreinte écologique.

In fine, l'empreinte aquatique de la population francilienne dérive du bilan entre 1) les eaux directes et virtuelles associées, 2) les empreintes internes : agricoles, animales, industrielles moins les eaux cachées et virtuelles faisant l'objet d'exportations, et 3) les empreintes externes : agricoles, animales, industrielles moins les eaux cachées et virtuelles réexportées.

Références

Agreste IdF, 2006, La statistique agricole. Données disponible sur la toile à l'adresse : <http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/>

Allan, J.A., 1998, Virtual water: A strategic resource, global solutions to regional deficits, *Groundwater* 36(4): 545-546.

Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D. and Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements. Food and Agriculture Organization (FAO), Rome Italy. 300 p.

Barles, S., 2002 L'invention des eaux usées : L'assainissement de Paris (1780-1930) , in : Bernhardt, C., Massard-Guilbaud, G. (eds.). *Le Démon moderne. La pollution dans les sociétés urbaines et industrielles d'Europe / The Modern Demon. Pollution in Urban and Industrial European Societies*. Clermont-Ferrand, Presses de l'UBP (coll. Histoires croisées), p. 129-156.

Barles S., 2007a, Urban metabolism and river systems: an historical perspective. Paris and the Seine, 1790-1970. *Hydrology and Earth System Sciences (special issue « Man and river systems: Long-term interactions between societies and nature in regional scale watersheds »)* 11: 1757-1769.

Barles S., Lestel L., 2007, The nitrogen question : Urbanisation, industrialisation and river quality. The case of Paris (France), 1830-1939. *Journal of Urban history* 33(5): 794-812.

Barles S., 2007b, Feeding the City : Food Consumption and Circulation of Nitrogen, Paris, 1801-1914. *The Science of the Total Environment*, 375:48-58.

Barles S., 2007c, Mesurer la performance écologique des villes et des territoires : Le métabolisme de Paris et de l'Île-de-France. Rapport final pour le compte de la ville de Paris. Champs-sur-Marne, Laboratoire TMU (UMR CNRS AUS 7136). Disponible sur la toile, [réf. du 29 août 2007], format PDF, <http://www.univ-mlv.fr/~www-ltmu/enligne_rapport_page.htm>.

Billen G., Garnier J., Nemery J., Sebilo M., Sferratore A., Barles S., Benoit P., Benoit M., 2007, A long-term view of nutrient transfers through the Seine river continuum, *Science of the total environment* 375: 80-97.

Chapagain, A.K., Hoekstra, A.Y., 2004, Water Footprints of Nations, volumes 1 and 2. Value of Water Research Report Series, vol. 16. UNESCO-IHE, Delft, the Netherlands

Chapagain, A.K., Hoekstra, A.Y., and Savenije, H.H.G., 2006a, Water saving through international trade of agricultural products. *Hydrology and Earth System Sciences* 10(3): 455-468

Chapagain, A.K., Hoekstra, A.Y., Savenije, H.H.G. and Gautam, R., 2006b, The water footprint of cotton consumption: An assessment of the impact of worldwide consumption of cotton products on the water resources in the cotton producing countries. *Ecological Economics*. 60(1): 186-203.

Ducharne A., C. Baubion, N. Beaudoin, M. Benoit, G. Billen, N. Brisson, J. Garnier, H. Kieken, S. Lebonvallet, E. Ledoux, B. Mary, C. Mignolet, X. Poux, E. Sauboua, C. Schott, S. Théry and P.

- Viennot, 2007, Long term prospective of the Seine River system: Confronting climatic and direct anthropogenic changes, *Science of The Total Environment*, 375:292-311.
- EPRI, Water and Sustainability (Volume 3): U.S. Water Consumption for Power Production-The Next Half Century. Topical Report March 2002, Concord. Disponible sur la toile en format pdf, à l'adresse <http://www.epriweb.com/public/000000000001006786.pdf>, accédé le 9 avril 2007.
- Galloway J., 1998, The global Nitrogen cycle: Changes and consequences. *Environ. Pollution* 102:15-24
- Garnier, J., Laroche, L. and Pinault, S., 2006, Determining the domestic specific loads of two wastewater plants of the Paris conurbation (France) with contrasted treatments: a step for exploring the effects of the application of the European Directive. *Water Research*, 40:3257 – 3266
- Hoekstra, A.Y. 2007, Human appropriation of natural capital: Comparing ecological footprint and water footprint analysis. *Value of Water Research Report Series No.11*, UNESCO IHE, Delft, NL.
- Hoekstra, A.Y. and Hung, P.Q., 2002, Virtual water trade: A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade. *Value of Water Research Report Series No.11*, UNESCO IHE, Delft, NL.
- Hoekstra, A.Y. and Hung, P.Q. 2005, Globalisation of water resources: international virtual water flows in relation to crop trade. *Global Environmental Change*, 15: 45-56.
- IAURIF, 2001, Notes rapides, no 282, mode d'occupation de sol no 3.
- IAURIF, 2004, Atlas rural et agricole de l'Ile-de-France, IAURIF, DRIAF, 180 p.
- INSEE (Institut National de Statistique et des Etudes Economiques), 2006. Tableaux de L'Economie Française. Paris, INSEE.
- Lecoin, J. P. (ed.), 1977, L'occupation du sol en région d'Île-de-France », Cahiers de l'IAURIF, 48-49.
- Ledoux E., E. Gomez, J.M. Monget, C. Viavattene, P. Viennot, A. Ducharne, M. Benoit, C. Mignolet, C. Schott and B. Mary, 2007, Agriculture and groundwater nitrate contamination in the Seine basin. The STICS–MODCOU modelling chain. *Science of The Total Environment*, 375:33-47.
- Liu, J. and Savenije, H. H. G. 2008. Food consumption patterns and their effect on water requirement in China, *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.*, 5: 27-50.
- Makepeace DK, Smith DW, Stanley SJ., 1995, Urban stormwater quality: summary of contamination data. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 25:93–139.
- Meybeck M., 2003, Global analysis of river systems: from Earth system controls to Anthropocene syndromes. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci.*358: 1935-55.
- Monfreda C., Wackernagel M., Deumling D., 2004, Establishing national natural capital accounts based on detailed Ecological Footprint and biological capacity assessments. *Land Use Policy* 21:231–246.
- Postel, S.L., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., 1996. Human appropriation of renewable fresh water. *Science* 271: 785–788.
- Rees, W., 1992, Ecological footprints and appropriated carrying capacity: What urban economics leaves out. *Environment and Urbanization* 4(2):121 -130.
- Rees, W.E. and M. Wackernagel, 1996. Urban Ecological Footprints: Why Cities Cannot be Sustainable and Why They are a Key to Sustainability. *Environmental Impact Assessment Review* 16(4-6): 223-248.
- Rosegrant Mark, Ximinng Cai, Cline Sarah, 2002, World Water and Food to 2025: Dealing with Scarcity. International Food Research Institut, Washington, D. C.
- Shiklomanov, 1999, Assessment of water resources and water availability in the world. Report to the world Water Commission.
- Simmons, C., Lewis, K., Barrett, J., 2000. Two feet—two approaches: a component-based model of Ecological Footprinting. *Ecological Economics* 32 (3): 375–380.
- Statistique agricole (2006). Statistique agricole annuelle de la France, année 1885. Paris.

Vorosmarty, C. J. & Sahagian, D. 2000 Anthropogenic disturbance of the terrestrial water cycle. *Bioscience* 50:753–765.

Vitousek P.M., Mooney H.A., J. Luchenco and J.M. Melillo, 1997, Human dominations of earth ecosystems. *Science* 277(5325): 494–499.

Wackernagel, M., Monfreda, C., Schulz, N.B., Erb, K.-H., Haberl, H., Krausmann, F., 2004b. Calculating national and global Ecological Footprint time series: resolving conceptual challenges. *Land Use Policy*, doi:10.1016/j.landusepol.2003.10.006.

WWF, 2006, Living planet report 2006. United Nations.