

Titre: Revue des méthodes évaluant l'impact de l'utilisation de l'eau sur la santé des écosystèmes en analyse du cycle de vie et proposition d'une approche intégratrice
Title:

Auteur: Jean-Daniel Savard
Author:

Date: 2013

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Savard, J.-D. (2013). Revue des méthodes évaluant l'impact de l'utilisation de l'eau sur la santé des écosystèmes en analyse du cycle de vie et proposition d'une approche intégratrice [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/1334/>
Citation:

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/1334/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Manuele Margni, & Cécile Bulle
Advisors:

Programme: Génie chimique
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

REVUE DES MÉTHODES ÉVALUANT L'IMPACT DE L'UTILISATION DE
L'EAU SUR LA SANTÉ DES ÉCOSYSTÈMES EN ANALYSE DU CYCLE DE
VIE ET PROPOSITION D'UNE APPROCHE INTÉGRATRICE

JEAN-DANIEL SAVARD

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES

(GÉNIE CHIMIQUE)

DÉCEMBRE 2013

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé:

REVUE DES MÉTHODES ÉVALUANT L'IMPACT DE L'UTILISATION DE
L'EAU SUR LA SANTÉ DES ÉCOSYSTÈMES EN ANALYSE DU CYCLE DE
VIE ET PROPOSITION D'UNE APPROCHE INTÉGRATRICE

Présenté par: SAVARD Jean-Daniel

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. SAMSON Réjean, Ph.D., président

M. MARGNI Manuele, Doct., membre et directeur de recherche

Mme BULLE Cécile, Ph.D., membre et codirectrice de recherche

M. BOUCHARD Christian, Ph.D., membre

DÉDICACE

Pour la terre, notre lieu de vie.

REMERCIEMENTS

Merci au CIRAIG et aux partenaires industriels pour leur soutien financier.

Merci à Cécile Bulle pour avoir cru en moi au départ et pour son soutien technique tout au long de cette maîtrise.

Merci à Manuele Margni pour sa patience et ses conseils durant la réalisation de ce projet.

Merci à Philippe Pasquier pour son expertise technique.

Merci à toute l'équipe du CIRAIG pour les moments, discussions et rires lors des nombreux échanges que nous avons eu pendant ces deux années.

Merci aux membres de ma famille pour leur écoute et leurs encouragements sans condition.

RÉSUMÉ

L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est un outil issu du concept du développement durable qui permet l'évaluation des impacts environnementaux d'un produit sur toutes les étapes de son cycle de vie. Les informations qui sont données par l'ACV aident la prise de décision entre diverses alternatives rendant une fonction identique. Lors de l'étape d'évaluation des impacts reliés au cycle de vie des produits, plusieurs modèles de caractérisation sont utilisés dans l'objectif de couvrir les diverses voies d'impact environnementales. Ce projet s'inscrit dans le désir d'approfondir les capacités de modélisation pour la catégorie d'impact de l'utilisation de l'eau sur les écosystèmes.

À l'aide d'une revue exhaustive des méthodes existantes couvrant des portions de la chaîne de cause à effet pour cette catégorie d'impact, il a été possible d'identifier les hypothèses sous-jacentes à chacune d'elles. Un cadre méthodologique permettant la décomposition des modèles en facteurs et en indicateurs a été proposée afin de décortiquer les modèles et d'analyser leur structure, les uns par rapport aux autres, afin d'en déterminer la complémentarité et de déterminer dans quelle mesure il serait possible d'additionner les indicateurs de ces modèles de façon cohérente dans un modèle unificateur. L'analyse de la structure des facteurs de sort (FS) qui relie les indicateurs d'inventaire aux indicateurs de stress environnementaux, basée sur une comparaison des bilans hydrologiques et sur les analyses de cas spécifiques au Pays-Bas et sur le bassin versant du Nil, a permis de mettre en lumière dans quelle mesure les méthodes reliées à une consommation d'eau sont cohérentes entre elles. Sur ces bases, il a été identifié que certaines méthodes traitent des mêmes portions de la chaîne de cause à effet avec des résultats différents et que certaines d'entre elles utilisent des raccourcis méthodologiques, amenant à s'interroger sur la fiabilité des résultats. Aussi, il a été mis en évidence que certaines voies reliant les indicateurs d'inventaires aux indicateurs de stress environnementaux ne sont pas couvertes. Une approche intégrée, couvrant chacune des voies identifiées, est proposée. Celle-ci devrait se baser sur un modèle hydrogéologique complet permettant de modéliser les flux selon les contextes locaux observés selon les bassins versants.

Dans un deuxième temps, la comparaison des facteurs d'effet (FE) a permis d'identifier que les modèles caractérisant la consommation d'eau sont complémentaires pour les écosystèmes aquatiques (modèle développé par Hanafiah & al.) et de marais (modèle développé par Verones

& al.), mais qu'il y a deux modèles redondants pour ce qui est de la voie couvrant les impacts reliés aux écosystèmes terrestres (modèles développés Van Zelm & al. et par Pfister & al.). Une analyse comparative des structures de ces deux derniers modèles expose leurs forces et leurs faiblesses et permet de montrer que le modèle de Van Zelm & al., qui respecte la chaîne de cause à effet réelle, est plus approprié que celui de Pfister & al. qui prend des raccourcis méthodologiques qui conduisent à une surestimation systématique de l'impact. Le modèle de Van Zelm & al. présente cependant l'inconvénient de n'être transposable applicable que dans un contexte géographique limité présentement. Il a aussi été identifié qu'un modèle permettant de caractériser la voie d'impact relié à la salinisation des zones côtières devraient être développé et intégré à la chaîne de cause à effet traitant de l'utilisation de l'eau sur les écosystèmes. Finalement, l'analyse des structures des indicateurs de dommages permet d'identifier des incompatibilités en cas d'agrégation des dommages au niveau des unités des compartiments et de la nature des espèces utilisées.

ABSTRACT

Life Cycle Assessment (LCA) is a tool taking its roots within the sustainable development concept. LCA holds the capabilities to evaluate the environmental impacts of a product from cradle to grave. LCA's results provide information which allows decision making regarding different products having the same function. During the step evaluating the impacts linked to the life cycle of a product various characterization models are used in order to cover the related environmental impact pathways. The aim of this project is to increase the modeling capabilities for the impact category impact of water use on ecosystems.

Based on a thorough review of the existing methods covering the portions of the cause effect chain of the impact of water on ecosystems, it was possible to identify the underlying hypothesis for each method. Methodological concepts were developed providing a way to decompose each method into factors and indicators in a way that it is possible to determine if the methods can be added coherently one to the other into a unified model. The fate factor (FF) structural analysis links the inventory and environmental stress indicators. Based both on a hydrological models comparison and study cases on the Netherlands and the Nile drainage basin showed if the methods are coherent altogether. It was identified that some methods cover the same portion of the cause-effect chain but are structurally different; some of them use methodological shortcuts which give us the possibility of being skeptic on the results' reliability. Also, it was discovered that some pathways linking inventory and environmental stress indicators are not covered by any method. These findings highlight the needs for an integrated approach covering every pathway and the necessity to use a unique and complete hydrological model having capabilities to provide under every geographical context results linking the inventories to the environmental stress indicators.

Secondly, the comparison of the effect factors (EF) allowed the identification that they are complementary regarding impacts on aquatic (model developed by Hanafiah & al.) and wetland (model developed by Verones & al.) species. However, a redundancy exists for the impacts on terrestrial ecosystems (between the models of Van Zelm & al. and Pfister & al.). A comparison of the latter models provides information of their weaknesses and strengths in order to make a selection; Van Zelm & al.'s model seems more appropriate as it follows more adequately the real

impact pathway but its applicability is restrained to a limited geographical context. Pfister & al.'s model is global but the its methodological shortcuts systematically lead to overestimation of the impacts. This exercise also provided insights about a missing link which would describe the impacts of water use on ecosystems due to saltwater intrusion of coastal lands. Finally, the analysis of the structure of the damages indicators showed that they are incompatible because the compartment of reference is different for aquatic and terrestrial ecosystems and the nature of the species considered is different between the methods.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE	iii
REMERCIEMENTS	iv
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	vii
TABLE DES MATIÈRES	ix
LISTE DES FIGURES	xi
LISTE DES TABLEAUX	xii
LISTE DES ÉQUATIONS	xiii
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	xiv
LISTE DES ANNEXES	xvi
CHAPITRE 1 : Introduction et revue de littérature	1
1.1 Contexte	1
1.2 L'eau dans l'environnement	2
1.2.1 Notions d'hydrologie et d'hydrogéologie	2
1.2.1.1 Le bilan hydrologique	2
1.2.1.2 L'écoulement des eaux	4
1.2.2 Modélisation hydrogéologique	5
1.3 Analyse du cycle de vie	5
1.3.1 La méthodologie de l'ACV	5
1.3.2 Utilisation de l'eau en ACV	7
1.3.3 Impact de l'utilisation de l'eau sur les écosystèmes en ACV	10
CHAPITRE 2 : Objectifs	23
CHAPITRE 3 : Méthode	25
3.1 Description du cadre d'analyse	25
3.2 Analyse générale des modèles	32
3.3 Modélisation du sort	32
3.3.1 Modèles hydrologiques : le portrait détaillé	32
3.3.2 Analyse de la structure des facteurs de sort	35
3.3.3 Étude de cas Néerlandaise : évaluation des facteurs de sort eau-souterraine/sol ...	35

3.3.4	Étude de cas du Nil : évaluation des facteurs de sort eau-souterraine/sol et eau-souterraine/rivière	36
3.4	Facteur d'effet	40
3.4.1	Structure du facteur d'effet	40
3.4.2	Contexte Néerlandais pour les facteurs d'effet terrestres	40
3.5	Domages.....	40
3.5.1	Indicateurs de dommages.....	40
3.5.2	Facteurs de caractérisation terrestres pour le contexte Néerlandais	40
CHAPITRE 4 : Résultats		42
4.1	Analyse générale des modèles.....	42
4.2	Facteur de sort	43
4.2.1	Modèles hydrologiques	43
4.2.2	Structures des facteurs de sort.....	44
4.2.3	Étude de cas Néerlandaise : évaluation des facteurs de sort eau-souterraine/sol ...	46
4.2.4	Étude de cas du Nil : évaluation des facteurs de sort eau-souterraine/sol et eau-souterraine/rivière	47
4.3	Facteur d'effet	50
4.3.1	Structure du facteur d'effet	50
4.3.2	Cas Néerlandais pour les facteurs d'effet terrestres.....	51
4.4	Domages.....	52
4.4.1	Indicateurs de dommages.....	52
4.4.2	Facteurs de caractérisation terrestres pour le contexte Néerlandais	53
CHAPITRE 5 : Conclusion.....		55
CHAPITRE 6 : Recommandations		58
CHAPITRE 7 : Bibliographie.....		62
CHAPITRE 8 : Annexes.....		65

LISTE DES FIGURES

Figure 1-1: Diagramme illustrant les conditions avant (A) et après (B) le pompage pour un système d'écoulement souterrain (tiré et traduit de [6]).....	2
Figure 3-1: Structure générale d'un modèle de caractérisation pour la catégorie impact de l'utilisation de l'eau sur la santé des écosystèmes	26
Figure 3-2 : Chaîne de cause à effet et frontières de la catégorie d'impact utilisation de l'eau sur les écosystèmes et chemins modélisation des méthodologies existantes (adapté de [13] et [15])	31
Figure 3-3 : Identification des composantes d'écoulement de l'eau lors de l'élaboration d'un bilan hydrologique.	34
Figure 4-1 : Résultats de la simulation des hauteurs d'eau pour le système initial à l'état stationnaire.....	47
Figure 6-1: Proposition d'une méthode intégrée	61
Figure 8-1: Représentation 2D de la figure géométrique représentant les mesures du système dans COMSOL.....	75
Figure 8-2 : Représentation 3D du système modélisé dans COMSOL	77
Figure 8-3 : Représentation 3D du puits de pompage de forme prisme rectangulaire dans COMSOL.....	77
Figure 8-4 : Représentation du système décomposé en éléments finis (MESHING) dans COMSOL.....	78

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1-1: Paramètres qualitatifs d'eau utilisée pour chacune des méthodologies de la catégorie d'impact utilisation de l'eau sur la santé des écosystèmes.....	17
Tableau 1-2: Équations des méthodologies d'évaluation d'impact de l'utilisation de l'eau sur la santé des écosystèmes.....	18
Tableau 3-1: Sommaire des facteurs pour les méthodes quantifiant l'impact de l'utilisation de l'eau sur la qualité des écosystèmes et parallèle avec l'approche utilisée en écotoxicologie.....	27
Tableau 3-2 : Sommaire des indicateurs pour les méthodes quantifiant l'impact de l'utilisation de l'eau sur la qualité des écosystèmes et parallèle avec l'approche utilisée en écotoxicologie.....	28
Tableau 3-3: Paramètres généraux du système simplifié du Nil Blanc	38
Tableau 4-1 : Facteurs de sort eau-souterraine/sol pour le contexte Néerlandais.....	46
Tableau 4-2 : Résultats de simulation COMSOL	48
Tableau 4-3 : Facteurs de sorts pour l'étude de cas du Nil	48
Tableau 4-4 : Facteurs d'effet sur les écosystèmes terrestres pour le cas Néerlandais	52
Tableau 4-5 : Facteurs de caractérisation sur les écosystèmes terrestres pour le cas Néerlandais	54
Tableau 8-1 : Water balance fluxes for each model	68
Tableau 8-2: Coordonnées de l'élévation des limites du système.....	75
Tableau 8-3 : Conditions frontières du modèle COMSOL.....	78
Tableau 8-4 : Valeurs numériques des conditions frontières pour la simulation du système à l'état initial	79

LISTE DES ÉQUATIONS

Équation 1-1 : Bilan d'eau pour l'écoulement de surface.....	3
Équation 1-2 : Bilan d'eau simplifié pour écoulement souterrain.....	3
Équation 1-3: Équation fondamentale en hydrologie	3
Équation 1-4: Loi de Darcy décrivant l'écoulement souterrain	4
Équation 8-1: Loi de Dupuit pour l'écoulement souterrain dans une nappe libre.....	65
Équation 8-2: Écoulement radial autour d'un puits de pompage d'un aquifère à nappe libre	65
Équation 8-3: Bilan hydrologique souterrain pour le Nile Blanc	74
Équation 8-4: Facteur de sort eau-souterraine/sol COMSOL.....	80
Équation 8-5: Facteur de sort eau-souterraine/rivière COMSOL	80
Équation 8-6: Facteur de sort Pfister adapté au Nil	80
Équation 8-7: Facteur d'effet de Pfister adapté aux Pays-Bas.....	80
Équation 8-8: Facteur de sort de Van Zelm adapté au Nil.....	80

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

A	Aire
ACV	Analyse du Cycle de Vie
AG	Hauteur de Nappe Phréatique
AOP	Aire de Protection
FE	Facteur d'Effet
ÉICV	Évaluation des Impacts du Cycle de Vie
FC	Facteur de Caractérisation
FS	Facteur de Sort
ICV	Inventaire du Cycle de Vie
ILCD	International Reference Life Cycle System Data
NHI	National Hydrologic Institute of Netherlands
M	Masse de contaminant
NPP	Production Primaire Nette
P	Précipitations
PDF	«Potentially Disappeared Fraction of Species»
PNOF	«Potentially Not Occuring Fraction of Species»
q	Débit d'extraction
Q	Débit d'un cours d'eau
S	Source d'émission de contaminant
T	Température
UNEP-SETAC	United Nation Environment Program – Society of Environmental Toxicology and Chemistery

V	Volume
VPBD	«Vascular Plant Species Biodiversity»
WULCA	«Water Use in Life Cycle Assessment»

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 : Équations de Dupuit pour l'écoulement dans une nappe libre et l'écoulement radial autours d'un puits de pompage	65
Annexe 2: Définition des modèles hydrologiques globaux	66
Annexe 3 : Tableau comparatif des bilans hydrologiques des méthodes.....	68
Annexe 4 : Complément du modèle COMSOL pour la simulation du Nile	74
Annexe 5 : Exemple de calculs des facteurs de sort et effet	80

CHAPITRE 1 : Introduction et revue de littérature

1.1 Contexte

L'un des facteurs essentiels pour l'existence de la vie sur la Terre est la présence d'eau. Un humain par exemple a besoin de boire un minimum de quatre litres d'eau potable par jour [1]. De plus, à l'ère actuelle, l'eau est utilisée à plusieurs fins. L'agriculture représente l'utilisation majoritaire (environ 70%); les autres fractions étant pour l'usage domestique, l'élevage de bétail, la production de biens de consommation, l'industrie (pour le refroidissement et dans les procédés) ainsi que pour la production d'hydroélectricité [2]. Dans un contexte où il est estimé que seulement 0.3% de l'eau douce est de l'eau de surface et que seulement 2.5% de toute l'eau sur la planète est douce [3] et puisqu'il est estimé que la population mondiale atteindra un nouveau plateau jamais vu qui pourrait occasionner une augmentation de la demande en eau de 50% d'ici à 2050 [2], il est compréhensible qu'un phénomène de rareté commence à être observé. En effet, déjà en 2007, il a été évalué que 1,2 milliards d'habitants vivaient dans territoires qualifiés comme expérimentant un stress physique (pas assez d'eau pour répondre aux besoins) et qu'un autre 1,6 milliards souffraient de stress économique (infrastructures inadéquates pour subvenir à la demande) en ce qui concerne l'accès à l'eau [2].

L'état de la situation pourrait aussi être considéré inquiétant pour les organismes vivants tels les plantes, les arbres, les espèces d'eau douce et les autres formes de vie nécessitant de l'eau douce pour leur survie. L'effet conjoint de facteurs de stress tels le changement d'habitat, l'exploitation des ressources biotiques, la pollution, l'utilisation d'eau excessive, etc. sont des causes de la diminution de la biodiversité sur la planète [4].

Conséquemment, plusieurs efforts sont réalisés pour concilier les activités humaines afin que leurs impacts soient supportables pour l'environnement. Le concept de développement durable qui a été élaboré dans les récentes décennies a pour objectif d'établir les bases d'une nouvelle vision responsable qui tente de concilier le développement économique visant à améliorer le bien-être social tout en respectant la condition d'intégrité de l'environnement afin de maintenir un patrimoine pour les générations futures [5].

Découlant de ce concept, diverses méthodes ont été développées visant à munir les parties prenantes de la société d'outils d'information permettant des prises de décision éclairées en la matière. Particulièrement, ce projet permet l'amélioration des connaissances relativement à la modélisation et à la quantification des impacts d'utiliser de l'eau sur les écosystèmes dans le cadre de l'une de ces méthodes qu'est l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) en fonction du large éventail des activités humaines. Les prochaines sections permettent ainsi de définir les concepts généraux reliés à l'eau dans l'environnement et à son utilisation ainsi qu'une définition de l'ACV.

1.2 L'eau dans l'environnement

1.2.1 Notions d'hydrologie et d'hydrogéologie

1.2.1.1 Le bilan hydrologique

L'eau sur la Terre est constamment en mouvement. Malgré des variations dans le temps attribuables à des facteurs climatiques tels des variations annuelles des précipitations ou de la température ambiante, le système hydrologique conserve un équilibre dynamique sur le long terme [6]. Or, cet équilibre naturel peut être rompu s'il y a une extraction anthropogénique telle qu'illustrée de façon simple par la figure 1-1. Un pompage entraîne une diminution de la réserve, une augmentation de la recharge et une diminution de la décharge. À long terme un nouvel équilibre «non naturel» est créé si le pompage perdure [6].

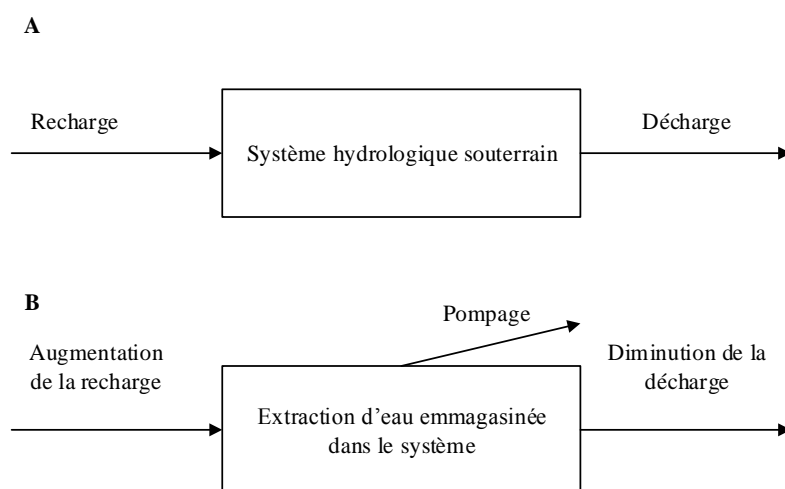


Figure 1-1: Diagramme illustrant les conditions avant (A) et après (B) le pompage pour un système d'écoulement souterrain (tiré et traduit de [6]).

Selon la résolution choisie qui peut aller du bassin versant à une cellule possédant une aire plus réduite, une approche de bilan massique peut être réalisée sur un système hydrologique. Les équations 1-1 et 1-2 présentent respectivement l'approche générale employée pour un système de référence de surface ou souterrain. En combinant l'équation 1-1 et l'équation 1-2 et en supposant des changements nets on obtient l'équation 1-3 qui représente à sa plus simple expression l'équation fondamentale en hydrologie.

Équation 1-1 : Bilan d'eau pour l'écoulement de surface

$$P + \Delta R - \Delta I - ET_s = \Delta S_s$$

(volume ou masse par unité de temps)

P = précipitations

ΔR = différence entre le ruissèlement entrant et sortant

ΔI = infiltration moins résurgence des eaux souterraines

ET_s = évapotranspiration des eaux de surface

ΔS_s = accumulation d'eau de surface

Équation 1-2 : Bilan d'eau simplifié pour écoulement souterrain

$$\Delta I + \Delta G - ET_g = \Delta S_g$$

(volume ou masse par unité de temps)

ΔI = infiltration moins résurgence des eaux souterraines

ΔG = différence entre l'écoulement souterrain entrant et sortant

ET_g = évapotranspiration souterraine

ΔS_g = accumulation d'eau dans le sol

Équation 1-3: Équation fondamentale en hydrologie

$$P - R - ET - G = \Delta S$$

(volume ou masse par unité de temps)

P = précipitations

R = différence entre le ruissèlement de surface entrant et sortant

G = différence entre l'écoulement souterrain entrant et sortant

ET = évapotranspiration totale

ΔS = accumulation d'eau dans le sol et en surface

Les quatre principaux flux sont ainsi les précipitations, l'évapotranspiration, le ruissèlement et l'écoulement souterrain. Des courtes définitions [7] sont données ci-dessous : Précipitation : processus par lequel l'eau sous forme liquide ou solide tombe de l'atmosphère sur la surface terrestre. Ce flux est considéré comme étant la force motrice du cycle hydrologique.

Évapotranspiration : ce processus est séparé en évaporation qui est la transformation de l'eau à l'état liquide à partir des étendues d'eau ou du sol en vapeur et la transpiration qui est le processus métabolique des plantes qui relâchent des quantités d'eau dans l'atmosphère.

Ruissellement : écoulement des précipitations résiduelles sur la surface terrestre vers les rivières, lacs et océans. Écoulement souterrain : eau d'aquifère s'écoulant dans la couche saturée du sous-terrain à des vitesses généralement faibles qui dépendent des propriétés du sol.

1.2.1.2 L'écoulement des eaux

Les équations 1-1, 1-2 et 1-3 permettent d'identifier les éléments compris dans les bilans d'eau. Différentes façons afin de quantifier ces éléments ont été élaborées. Les diverses composantes du ruissellement et de l'écoulement souterrain peuvent être déterminées à partir de méthodes basées sur les hydrogrammes. Ceux-ci sont des graphiques exprimant le débit d'écoulement d'une section de rivière en fonction du temps. Grâce à ceux-ci, il est possible de décomposer le ruissellement et l'écoulement souterrain d'un système hydrologique en plusieurs sous-éléments distinctifs (ruissellement de surface, ruissellement sous la surface pour la zone vadose, ruissellement souterrain de l'aquifère et débit de base provenant de la vidange des réserves d'un bassin versant) [8].

Plus spécifique à l'écoulement souterrain, la loi de Darcy (équation 1-4) représente les fondements des bases théoriques régissant le comportement de l'eau dans les sols. Elle est valide à basse vitesse (nombre Reynolds inférieur à 10 dans les milieux poreux). Aussi, sont présentées en annexe 1 les équations de Dupuit décrivant l'écoulement des eaux en nappe libre et l'équation permettant de définir le rabattement phréatique pour le pompage dans les aquifères à nappe libre.

Équation 1-4: Loi de Darcy décrivant l'écoulement souterrain

$$G_{réel} = G_{Darcy} / n_E = -\frac{K.A.i}{n_E} = -\frac{K.A}{n_E} \cdot \frac{dh}{dx}$$

$G_{réel}$ = débit d'écoulement souterrain (*volume par unité de temps*)

G_{Darcy} = débit de Darcy (*volume par unité de temps*), n_E = porosité effective (-)

K = conductivité hydraulique (*longueur par unité de temps*)

A = aire d'écoulement (*largeur * hauteur*) (*surface*)

i = gradient hydraulique (*longueur/longueur*)

dh = différence de hauteur piézométrique entre le point haut et le point bas (*longueur*)

dx = distance d'écoulement dans la direction du gradient hydraulique (*longueur*)

1.2.2 Modélisation hydrogéologique

À partir de l'approche simple et des bases théoriques évoquées ci-dessus ainsi que d'autres développements méthodologiques permettant de quantifier les flux d'eau dans l'environnement et d'outils informatiques, des modèles hydrologiques/hydrogéologiques locaux ou globaux ont été élaborés pour simuler les flux d'eau dans les divers compartiments terrestres. Tout dépendant des hypothèses structurelles des modèles, des données disponibles, des résolutions géographiques choisies et des horizons temporels sélectionnés, ces modèles permettent de prédire les mouvements des quantités d'eau sur la Terre.

1.3 Analyse du cycle de vie

1.3.1 La méthodologie de l'ACV

Une des méthodes résultante du concept de développement durable est l'Analyse du Cycle de Vie (ACV). Son but est d'évaluer l'impact environnemental de différents produits ou procédés le long de leur cycle de vie. Cela signifie que toutes les phases sont incluses : l'extraction des matières premières, la production/fabrication des matériaux, le transport, la mise en œuvre, l'utilisation et la fin de vie/le recyclage. Ainsi, l'objectif de l'ACV est de donner de l'information à propos de la performance environnementale de diverses options accomplissant la même fonction afin de permettre les prises de décisions éclairées par, entre autre, les instances gouvernementales et les responsables de l'industrie [9].

C'est en prenant en compte tous les entrants et extrants (flux élémentaires) des activités économiques de chacune des étapes des systèmes étudiés et en les liant à des catégories d'impact environnementales (tels: radiations ionisantes, changement climatiques, utilisation de l'eau, acidification, etc.) qu'il devient possible de quantifier les dommages sur différentes aires de protections (AOPs) (santé humaine, santé des écosystèmes et épuisement des ressources) [9]. Fondamentalement, l'ACV est composée de quatre étapes obligatoires : définition des objectifs et du champ de l'étude, inventaire du cycle de vie, évaluation de l'impact du cycle de vie et interprétation des résultats. Une définition de chacune de ces étapes est donnée ci-dessous.

1) Définition des objectifs et champ de l'étude: chaque étude est différente dans sa portée, ses objectifs et les réponses qui doivent être amenées à la fin de l'étude. Cette étape consiste à définir les frontières des systèmes à étudier dans le cadre particulier des objectifs ciblés. C'est à cette

étape qu'est défini ce qui est appelée l'unité fonctionnelle. Elle est une base de comparaison cohérente pour l'analyse des différentes options remplissant une fonction égale et à partir de laquelle tous les flux de référence sont liés. Ces flux de référence permettent de relier l'unité fonctionnelle à toutes les activités permettant de remplir sa fonction. L'ensemble de ces activités allant du berceau au tombeau est appelé le système de produit.

2) Inventaire du Cycle de Vie (ICV): à cette étape, tous les flux entrants et sortants de la technosphère (reliés à une activité économique) sont assemblés et quantifiés pour chaque phase du cycle de vie du procédé analysé. Cela inclus toutes les ressources extraites de l'environnement et toutes les émissions reliées au système de produit analysé. Des banques de données d'inventaire dites génériques tels que ecoinvent [10] et Gabi [11] permettent de modéliser l'inventaire des entrants et sortants des chaînes d'approvisionnement du système de produit sans avoir à collecter directement ces données à chaque étude. Quoique différentes dans leur structure, elles contiennent un ensemble cohérent de processus qui quantifient les activités économiques d'une panoplie de systèmes de la société. Lors de la réalisation d'une ACV, les flux de références nécessaires à remplir la fonction sont liés aux processus génériques des bases de données d'inventaire pour modéliser l'ensemble du système de produit analysé à travers toutes les étapes de son cycle de vie.

3) Évaluation des Impacts du Cycle de Vie (EICV): cette phase permet de quantifier tous les impacts potentiels reliés aux émissions précédemment inventoriés à l'aide de facteur de caractérisation (FC). Selon la nature de l'émission, différents types d'impact sont modélisés. Ainsi, différentes catégories d'impact permettent la quantification des différents dommages qui peuvent par la suite être agrégés afin d'obtenir les résultats basés sur les trois AOPs mentionnées ci-dessus. Historiquement, une série de méthodologies d'évaluation des impacts ont été élaborées depuis les balbutiements de l'ACV. Ces méthodologies sont structurées en modèles de caractérisations/méthodes spécifiques (simulant les différents mécanismes environnementaux) qui évaluent séparément les impacts pour les différentes catégories d'impact et les expriment en termes de FC, c'est-à-dire les impacts unitaires d'une intervention environnementale. À partir de l'inventaire, les chaînes de cause à effet passent par les catégories d'impact intermédiaires «midpoint» jusqu'aux dommages sur les AOPs. Un facteur de caractérisation (FC) représente le ratio entre le dommage pour une catégorie d'impact spécifique et l'émission (ou de façon plus

générale l'intervention environnementale) qui lui est reliée. Malgré des nuances structurelles selon l'AOP et la catégorie d'impact, un FC peut être décomposé en des expressions complémentaires représentant de façons plus complètes les étapes permettant sa modélisation. Spécifiquement, pour les écosystèmes par exemple, pour la plupart des catégories d'impact il est scindé en un facteur de sort (FS) et en un facteur d'effet (FE). Le FS représente les répercussions de l'intervention environnementale sur un indicateur de stress (par exemple pour une émission toxique, la quantité de contaminant se retrouvant dans un compartiment environnemental où il y a présence d'espèces qui pourraient en être impacté en fonction de la quantité émise). Le FE quant à lui caractérise dans quelle mesure un stresser environnemental (ou un contaminant pour une émission toxique) causera un dommage sur les écosystèmes.

4) Interprétation: que ce soit à partir des catégories d'impact ou à partir des aires de protection, les résultats obtenus durant la phase EICV, sont examinés et analysés dans le contexte de l'étude et mis en perspective avec les objectifs prédéterminés. Des analyses de sensibilité et d'incertitude permettent au décideur de comprendre les limitations de l'étude et de mettre à jour les points chauds relativement aux impacts des différents systèmes de produit/scénarios analysés.

1.3.2 Utilisation de l'eau en ACV

Les définitions proposées par l'ébauche de la norme ISO 14046 sur l'empreinte eau sont décrites comme suit : «empreinte eau : système(s) de mesure(s) basé(s) sur l'analyse du cycle de vie quantifiant les impacts environnementaux potentiels relativement à l'eau» et «utilisation de l'eau : utilisation d'eau par l'activité humaine comprenant sans s'y limiter tout prélèvement ou rejet d'eau à l'intérieur d'un bassin versant, y compris les utilisations sans prélèvement ou in situ telles que les loisirs, le transport et la pêche » [12]. Du point de vue de l'ACV, l'empreinte eau implique spécifiquement la quantification des flux élémentaires à partir de l'environnement vers la technosphère et retourné à l'environnement pendant la phase ICV. L'utilisation de l'eau en ÉICV comprend, comme pour les autres catégories d'impact, des modèles de caractérisation permettant d'évaluer les dommages sur les différentes aires de protection qui sont affectés (santé humaine, écosystèmes et ressources) [13].

Les premiers travaux réalisés pour augmenter les capacités de modélisation de cette catégorie d'impact, ont été chapeautés par Task Force 2 de l'initiative du cycle de vie de l'UNEP-SETAC (la première phase de 2002 à 2006) ont abouti à des recommandations afin d'élaborer un cadre

ÉICV pour l'utilisation de l'eau. Cela impliquait les aspects suivants : 1) considérer le contexte hydrologique, 2) tenir en compte de la privation d'autres utilisateurs à partir de la consommation d'eau, 3) définir des types d'eau, 4) les dommages considérés sont la santé humaine et la réduction de la biodiversité, 5) la catégorie ressource naturelle peut être négligée si la chaîne de cause à effet est modélisée jusqu'aux catégories de la santé humaine et la qualité des écosystèmes, 6) la catégorie santé humaine devrait considérer l'utilisation d'eau de qualité inférieure pour les besoins domestiques et 7) l'impact de la compensation de produits alimentaires et ceux sur la biodiversité à partir du dessèchement et de la perte d'habitat doivent être considérés [13].

Pour continuer dans cette lancée, l'UNEP-SETAC a permis la création du groupe WULCA en 2007 pour débiter la phase 2 et travailler sur un projet ayant pour thème l'évaluation de l'utilisation et l'épuisement de la ressource eau en ACV. Les objectifs spécifiques sont de : 1) développer un cadre permettant l'évaluation des impacts environnementaux pour les trois AOPs que sont la santé humaine, les écosystèmes et la ressource, 2) établir des paramètres appropriés pour la prise en compte de l'inventaire, 3) élaborer des méthodes d'évaluation des impacts permettant la caractérisation de l'utilisation de l'eau et 4) développer des guides pour les développeurs de méthode en ACV et les utilisateurs [14]. Trois thèmes principaux ont été abordés jusqu'ici :

A) Le développement d'un cadre d'analyse générale pour évaluer l'utilisation de l'eau en ACV réalisé par les travaux de Jean-Baptiste Bayart & al. [13]. Pour ce faire, une terminologie a été déterminée pour différencier les types d'eau selon leur utilisation et leur nature. Premièrement, on fait une différence entre une utilisation «in-stream»/in situ tel que fait pour la navigation et une utilisation «off-stream»/extraite par exemple par pompage. Aussi, une distinction est faite entre une utilisation qui mène à une dégradation (diminution de la qualité de la ressource hydrique dans un même bassin versant) ou une consommation (diminution de la quantité de la ressource hydrique). On indique aussi que l'épuisement de la ressource eau représente un cas où le taux d'appropriation (consommation mise en perspective avec la disponibilité de la ressource) est trop élevé pour permettre sa régénération de façon durable dans le temps. Ultimement, ces différentes terminologies permettent d'identifier les

utilisations spécifiques et de les catégoriser afin de cibler sur quelles AOPs elles auront de l'influence.

De plus, les résultats de ces travaux ont permis des avancées à plusieurs niveaux :

- Identification des utilisateurs d'eau douce avec les indicateurs de rendement, intermédiaires et dommages pour la santé humaine qui leur sont associés pour le manque d'eau et la compensation.
- Identification d'un indicateur intermédiaire pour la qualité des écosystèmes (volume d'eau non disponible) et sur la nécessité de le relier aux aspects des services donnés par les écosystèmes (en termes de production biotique) et de la biodiversité (en termes de fraction d'espèces présentes pour un écosystème) selon le contexte géographique de rareté.
- Proposition d'un cadre permettant d'évaluer l'impact sur la disponibilité de la ressource pour les futures générations qui pourrait être exprimé comme la quantité d'eau consommée supplémentaire à la recharge pour un temps déterminé pour un territoire ciblé.

B) La révision des méthodes traitant de l'utilisation de l'eau douce pour ICV et ÉICV réalisé par Anna Kounina & al. [15]. Plusieurs développements ont été faits relativement aux différents chemins le long de la chaîne de cause à effet dans les récentes années. Certains ont élaborés des index directement au niveau de l'inventaire, d'autres ont développé des index et des indicateurs dits «mid-points»/problèmes ou «end-points»/dommages tandis que d'autres ont créé des méthodes individuelles faisant la modélisation de portions spécifiques des chaînes de cause à effet. La procédure utilisée est basée sur les recommandations énumérées de la commission européenne dans le guide définissant le cadre et les préalables pour les modèles et indicateurs ÉICV du «International Reference Life Cycle Data System» (ILCD). Ils sont énumérés par groupe et évalués selon les critères suggérés que sont la complétude, la pertinence environnementale, la robustesse scientifique et l'incertitude, la transparence et la reproductibilité, l'applicabilité et le degré d'acceptation potentiel par les parties prenantes [16].

Une série de recommandations est faite par Anna Kounina & al. [15] suite à ces analyses approfondies :

- Au niveau des bases de données, il est important de différencier s'il est question d'un prélèvement ou d'une consommation suite à un bilan hydrique rigoureux. Il faut différencier les types d'eau selon son origine et sa qualité et inclure l'évaporation à partir des réservoirs artificiels comme étant une consommation. Il faudrait également différencier les eaux souterraines près de la surface, situées en profondeur et fossiles.
 - Pour les méthodes avec une approche avec impact intermédiaire, on suggère de faire une analyse de sensibilité sur les méthodes basées sur la rareté de l'eau afin de déterminer les avantages au niveau de la complétude et de la facilité d'utilisation. Si possible, utiliser des indicateurs intermédiaires avec des indicateurs orientés dommages en parallèle pour obtenir une représentation complète des impacts reliés à l'utilisation de l'eau.
 - En ce qui a trait aux méthodes orientées dommages, les résultats sont présentés selon les trois AOPs. Au niveau santé humaine, il est recommandé de jumeler les indicateurs représentant les chaînes de cause à effet reliés aux diverses utilisations. Il est suggéré de faire une comparaison quantitative des méthodologies et d'élaborer une approche pour tenir compte des impacts reliés aux scénarios de compensation. Au niveau des écosystèmes il est suggéré d'ajouter les résultats des différentes méthodologies comme considérées complémentaires et d'identifier les chaînes de cause à effet complémentaires. Pour ce qui est des ressources, on suggère de bien identifier le taux de consommation en fonction de la régénération pour différentes qualités d'eau et d'inclure les impacts de l'utilisation d'eau fossile.
- C) Comparaison quantitative des méthodes évaluant l'impact de l'utilisation de l'eau en ACV pour la santé humaine, au niveau intermédiaire (indicateurs de stress) et dommage par Anne-Marie Boulay & al. [17]. Cette analyse fait suite directe aux recommandations suggérées dans les travaux de Kounina & al. [15] tel qu'énuméré ci-dessus. Ainsi, ces travaux permettent d'identifier les choix méthodologiques expliquant les différences entre les modèles, quantifie les différences entre les résultats respectifs aux différents modèles et propose des stratégies d'harmonisation au niveau de l'AOP santé humaine.

1.3.3 Impact de l'utilisation de l'eau sur les écosystèmes en ACV

Dans le même ordre d'idée, une revue des approches traitant des impacts de l'utilisation de l'eau sur les écosystèmes s'impose. Une série de méthodes individuelles ont récemment été

développées : Hanafiah & al. [18], Pfister & al. [19], Van Zelm & al. [20], Verones & al. [21], Verones & al. [22] et Maendly & Humbert [23]; incluant de façon non exclusive les méthodes présentées à la figure 1-6. Elles permettent de modéliser différents chemins de la chaîne de cause à effet reliant l'utilisation de l'eau à différents dommages sur les écosystèmes. Une description de ces méthodes est donnée dans les prochaines lignes. Les descriptions sont accompagnées du tableau 1-2 qui résume toutes les équations développées par les auteurs pour chacune des méthodes énumérées. Le tableau 1-2 présente indépendamment pour chaque méthode la façon dont le facteur de sort et le facteur d'effet sont structurés et regroupe également ces deux termes qui représentent le facteur de caractérisation. Les variables du tableau 1-2 sont données dans le texte pour faciliter la compréhension. Cependant, certaines méthodes, de par la façon dont elles sont présentées par les auteurs, ne sont pas strictement divisées en facteur de sort et facteur d'effet; le cas échéant, seule l'équation du facteur de caractérisation est donné dans le tableau 1-2 mais une explication relativement aux hypothèses menant à cette structure est donnée dans le texte.

Hanafiah & al. [18] ont développé une méthode permettant de calculer les impacts sur les écosystèmes d'eau douce suite à une consommation d'eau de surface. Dans un premier temps, pour déterminer le facteur de sort (FS), il a été supposé que la consommation d'un certain débit d'eau de surface à partir d'un bassin versant en particulier (ΔW), entraîne la disparition de la même quantité d'eau à son embouchure (ΔQ_{mouth}). Le facteur de sort donne donc un ratio de un pour toutes les rivières (1 m^3 consommé entraîne 1 m^3 qui va manquer aux écosystèmes d'eau douce). Cette hypothèse ne tient cependant pas en compte des interactions eau de surface et eau souterraine qui pourraient en théorie faire diverger ce ratio de l'unité. En deuxième lieu, la détermination du facteur d'effet (FE) a nécessité la détermination de la quantité d'espèces disparue dans un plan d'eau (PDF.V) selon la variation d'eau présente dans une rivière (dQ_{mouth}). L'utilisation des données du modèle hydrologique global WaterGap2 [24] a permis d'établir les débits annuels moyens aux embouchures de plusieurs rivières. Ils ont par la suite utilisé une corrélation empirique développée par Xenopoulos & al. [25] qui permet de relier la quantité de poissons d'eau douce présents dans une rivière en fonction de son débit de sortie. Cette corrélation a été établie en utilisant des données de terrain de quantité d'espèces de poissons présentes dans les rivières autour du globe située en deçà des 42° parallèles (écosystèmes anciens non influencés par les aires glaciaires) et reliées à leur débit de sortie. La validité de cette

équation peut être discutable compte tenu du coefficient de régression relativement faible (0,57), du fait que les données utilisées (1995 et 2000) tiennent compte intrinsèquement d'autres facteurs anthropogéniques tel la pollution par exemple. Aussi, il est important de souligner que cette corrélation n'a pas spécifiquement été construite pour caractériser un changement d'état dans un système hydrologique mais plutôt pour quantifier la biodiversité aquatique dans un bassin versant. Elle a tout de même été utilisée dans le modèle d'Hanafiah pour caractériser une perte de biodiversité suivant un changement de débit. Et c'est en multipliant cette relation par le volume d'eau dans les divers bassins versants que les facteurs d'effets pour chaque bassin versant ont été déterminés. Ce facteur d'effet représente le taux de variation d'espèces par débit de rivière relativement au volume d'eau présent dans son bassin versant associé. Le volume d'eau a été déterminé à l'aide du débit moyen (qui a été estimé en supposant une distance de l'eau parcourue égale à la moitié de la longueur des rivières) et du temps de résidence moyen évalué à partir des vitesses typiques de l'eau dans les rivières (fonction qui est elle-même dépendante du débit moyen). La validité de l'hypothèse sous-jacente au calcul des valeurs de volume d'eau des bassins versants pourrait être discutable dans la mesure où on approxime que le débit moyen est égal à la moitié du débit de sortie sans évaluer la réelle validité de cette hypothèse. Finalement, c'est en faisant le lien entre le facteur de sort et le facteur d'effet (en les multipliant), et en assumant que les poissons d'eau douce sont représentatifs de toutes les espèces d'eau douce présentes dans un bassin versant (ce qui est également questionnable), qu'ils ont formulé un indicateur reflétant la fraction d'espèces qui pourraient potentiellement disparaître suite à une consommation d'eau douce de surface. Par cette approche, des facteurs de caractérisation distincts pour plus de 200 bassins versants ont été calculés.

Pfister & al. [19] quant à eux ont élaboré une méthode permettant de calculer l'impact sur les écosystèmes terrestres suivant une extraction d'eau douce (de surface ou souterraine). Le facteur de sort (FS) pour ce modèle n'est pas spécifiquement donné. Il est indirectement supposé que pour une quantité d'eau prélevée, il y a la même quantité d'eau qui manque aux écosystèmes de cette région. Le FS représente le temps requis pour que l'eau de précipitation compense l'eau prélevée. Cette simplification risque d'être erronée dans plusieurs cas comme il y a certainement une différence entre une extraction souterraine et une extraction de surface en termes d'influence pour les écosystèmes terrestres ou aquatiques. De plus, c'est sans compter les interactions entre ces eaux de surface et souterraines. Le bilan d'eau n'a pas été considéré, ce qui rend cette

approche approximative. Dans un deuxième temps, pour la détermination du facteur d'effet (FE), un ratio entre les précipitations (P_i) et les écosystèmes terrestre sous forme de production primaire nette ($NPP_{\text{wat-lim}}$) est utilisé. Les précipitations prises à partir du modèle WaterGap2 [24] sont utilisées pour refléter la disponibilité de l'eau pour une surface terrestre donnée. La production primaire nette (NPP) a été utilisée comme indice de la production biotique tel que développée par Nemani & al. [26] dans un modèle global de simulations des contraintes climatiques de croissance des plantes. Dans les travaux de Nemani & al., le NPP lié à l'eau (les autres facteurs d'influence étant les radiation solaires et la température) a été déterminé à partir de valeurs de déficit en pression de vapeur dans l'atmosphère qui représente la quantité d'humidité dans l'air ambiant par rapport à la quantité qu'il peut contenir à l'état saturé. La NPP est utilisée comme étant un indice de vulnérabilité d'un écosystème au manque d'eau dans le modèle de Pfister & al. L'apport en eau à l'écosystème par les précipitations est mis en rapport à la NPP. Une corrélation entre le NPP et la présence des espèces de plantes vasculaires (VPBD) est utilisée pour représenter la santé de l'écosystème. La VPBD est supposée être représentative de l'ensemble de la santé dans un écosystème terrestre. Les auteurs ont trouvé une bonne corrélation pour des écosystèmes à faible biodiversité et relativement faible pour les écosystèmes ayant une grande biodiversité. Une question qui se pose est donc jusqu'à quel point la NPP reflète bien la santé d'un écosystème terrestre. Il suffit de prendre l'exemple d'un champ cultivé ayant une NPP élevée mais une faible biodiversité. Également, on peut s'interroger à savoir si la relation entre l'eau tombée sur la surface de l'écosystème terrestre et la NPP reflète adéquatement la relation entre le manque d'eau dans le même écosystème via la baisse du niveau phréatique et le NPP. À titre d'information, les facteurs de caractérisation de ce modèle sont disponibles soit par pays ou par bassin versant.

Van Zelm & al. [20] ont aussi développé un modèle pour estimer les impacts sur les écosystèmes terrestres. C'est à partir d'une approche différente de celle de Pfister & al qu'ils ont quantifié l'impact d'une extraction d'eau douce sur la flore terrestre. En premier lieu, ils ont déterminé les facteurs de sort (FS) en utilisant un modèle hydrogéologique local (National Hydrologic Model (NHI) [27] pour les Pays-Bas). Ils ont pu simuler les répercussions d'une extraction souterraine (Δq_i) sur les niveaux moyens annuels de hauteur d'eau d'aquifères/nappes phréatiques (ΔAG) pour différentes surface de territoire du pays (A_i). Le modèle simule à partir des données géologiques et physiques du terrain les augmentations des rayons d'influence et les rabattements

de puits de pompage suivant une extraction souterraine et permet d'en déduire la variation de hauteur d'eau moyenne de l'aquifère sur la surface totale de terrain analysé et la résolution choisie. La force de cette méthode est qu'elle tient compte du bilan hydrologique par modélisation d'un éventail de phénomènes naturels reliés au cycle de l'eau. Les facteurs de sorts sont donc basés sur les particularités locales des systèmes analysés. En ce qui concerne les facteurs d'effet (FE), ils ont déterminé que la variation de santé de l'écosystème terrestre (Δ PNOF) est fonction de la variation de hauteur de nappe (Δ AG). Les facteurs d'effet dépendent des éco-régions et des espèces de plantes présentes sur celles-ci. Pour ce faire, Van Zelm & al. ont premièrement lié la hauteur d'eau d'aquifère avec l'humidité du sol à l'aide d'une équation développée par Schaeffer & Sykora [28] en utilisant les valeurs d'Ellenberg [29]. Les valeurs d'Ellenberg sont des paramètres de terrain qui permettent de caractériser la probabilité d'occurrence d'espèces de plantes spécifiques en fonction d'un éventail de facteurs influençant la croissance des plantes. Le lien entre les valeurs d'Ellenberg reflétant l'humidité du sol et la hauteur d'aquifère est valable selon les auteurs [28] qui ont validé cette corrélation avec des données de terrain et obtiennent des coefficients de corrélation relativement élevés avec de légères variations tout dépendant si évalués spécifiquement par site ou par espèces. Les coefficients de corrélation sont aux alentours de 0,8 entre l'humidité du sol et la présence d'espèces. Les tests statistiques donnent une corrélation significative réalisée avec $p = 0,001$ pour un coefficient de régression supérieur à 0.3. Ainsi, en combinant les facteurs de sort et d'effet, il a été possible de déterminer la diminution potentielle de fraction d'espèces de plantes vasculaire par volume d'eau souterraine extraite. L'humidité du sol est certainement un facteur d'importance majeure pour la croissance des plantes en ce qui a trait à l'accessibilité à l'eau mais il reste à savoir si d'utiliser seul les plantes comme indicateur pour caractériser la santé de l'écosystème terrestre est représentatif. Au final, les facteurs de caractérisation déterminés par cette méthodologie sont disponibles par éco-région pour les Pays-Bas seulement, ce qui est une faiblesse dans l'optique globale de l'ACV.

Quant à Verones & al., c'est en travaillant avec des études de cas qu'ils ont développé deux méthodes; la première pour déterminer les impacts sur les écosystèmes de marais à partir d'eau utilisée en agriculture [22] et la seconde pour l'évaluation des impacts sur les écosystèmes d'eau douce à partir de pollution thermique [21].

La première étude a été réalisée sur une petite région localisée sur la côte du Pérou. Un bilan hydrique local a été construit dans l'objectif d'établir la variation de la fraction d'eau qui infiltre le marais étudié suite à différents taux d'extraction d'eau variant selon différents scénarios d'agriculture. En effet, différentes cultures et différentes superficies d'agriculture ont des besoins en eau différents et provoquent une évapotranspiration différente, ce qui modifie l'équilibre local du mouvement des eaux. Un bilan hydrologique local simplifié a été élaboré permettant de quantifier la différence d'infiltration. Le facteur de sort (FS) représente la différence d'infiltration par rapport à une année (ΔISR) de référence en fonction de la différence entre la consommation en agriculture et l'évapotranspiration par rapport à une année de référence ($\Delta (ARWW - ET_c)$). Pour le facteur d'effet (FE), il est structuré en utilisant premièrement un modèle simplifié modélisant le marais comme ayant une géométrie conique et permet de déterminer la variation de la surface de marais (une portion aquatique et une portion terrestre) en fonction de l'infiltration vers celui-ci. Par la suite, une relation entre la variation de surface et la quantité d'espèces de plantes terrestres et aquatiques de marais a été utilisée. La diversité d'espèces est supposée proportionnelle au changement de la surface de marais. Cette hypothèse vient des conclusions des travaux de Jones & al. [30] stipulant que la surface de marais est un des paramètres pouvant représenter la diversité d'espèces de marais de façon appropriée. Verones & al. ont ainsi développé une corrélation linéaire reliant la présence d'espèces de plantes versus l'aire de marais en utilisant la moyenne entre les paramètres trouvés par plusieurs auteurs. Les facteurs d'effet (terrestre et aquatique) représentent donc ces variations d'espèces selon les modifications d'aires de marais en fonction de la variation d'infiltration par rapport à un scénario de référence (voir tableau 2). Les facteurs de caractérisation représentent quant à eux les conséquences potentielles de changements en agriculture (donc de consommation en eau) sur la fraction d'espèces présentes dans les écosystèmes de marais (bénéfiques dans certains cas). Ils sont seulement disponibles pour la région spécifique étudiée et encore ici, le fait que seulement les espèces de plantes soient utilisées amène des interrogations sur la représentativité des résultats. Également, bien que cette méthodologie mette en évidence l'importance de prendre en compte les particularités locales de certains systèmes hydrologiques, le fait que l'analyse soit accomplie dans un contexte particulier rend son utilisation en ACV de façon globale difficile.

La deuxième étude a été réalisée en Suisse et a permis d'évaluer l'augmentation résiduelle de la température de l'eau pour une rivière suite à une utilisation de refroidissement dans l'industrie

nucléaire. Le facteur de sort comprend 4 variables. On évalue l'augmentation de la température de la rivière (ΔT_{ex}) en fonction de son volume (V) par rapport au débit de déchargé (Q_{CW}) et de sa température vis-à-vis celle de la rivière (ΔT_{CW}). Ce facteur de sort est appliqué pour différentes sections de la rivière analysée étant donné qu'en s'éloignant de la source l'augmentation résiduelle de température diminue à volume égal et que selon la géométrie différente des sections de rivière, les volumes changent. Pour le calcul du facteur de sort le logiciel QUAL2Kw [31] a été utilisé. Il permet l'application de différents phénomènes de transfert de chaleur dans les calculs des profils de température. Deuxièmement, pour le calcul des facteurs d'effet (FE), des courbes de distribution de sensibilité des espèces soumises à des charges de pollution thermique (SSD) ont permis de déterminer la fraction d'espèces (ΔPDF) qui potentiellement disparaîtra suivant l'augmentation d'un incrément de température de l'eau (ΔT_{cw}). Un total de 36 espèces a été utilisé représentant au moins 3 phyla différents. Il est possible de faire de parallèle de façon cohérente avec ce qui est fait en écotoxicologie aquatique en ACV (le stressor n'est pas une émission mais une augmentation de température); tel qu'il a été élaboré dans les travaux de Payet & al. [32], renforçant ainsi l'approche adoptée. Les facteurs de caractérisation obtenus sont additionnés pour chaque section de la rivière analysée et sont disponibles mensuellement compte tenu de la variation naturelle saisonnière de la température de l'eau dans un cours d'eau. Pour l'application de cette méthodologie dans une méthode d'évaluation d'impact ACV, une évaluation des impacts sur d'autres rivières serait requise.

Maendly & Humbert [23] ont adopté une approche différente comme ils ont établi un lien empirique direct entre la quantité d'eau turbinée (Q) par une centrale hydroélectrique et la quantité d'espèces de poissons d'eau douce disparus (PDF) pour une surface de territoire affectée (A). Ils ont établi des facteurs de caractérisation sur la base d'une revue de littérature faite à partir de données de 17 barrages ayant différentes dimensions (potentiel hydroélectrique). Ils ont supposé que les espèces de poisson d'eau douce étaient représentatives du potentiel de disparition de toutes les espèces aquatiques. Les facteurs de caractérisation sont génériques et données pour les deux types de barrages (de montagne ou non). Cette approche semble incomplète puisqu'elle ne tient pas en compte les perturbations réelles du bilan hydrologique et en quantifie les dommages seulement sur le plan des espèces aquatiques.

Le tableau 1-1 ci-dessous énumère de quelle manière ces méthodologies sont assimilées aux définitions de terminologie tel que présenté à la section 1.3.2. Les autres catégories d'impact tel eutrophisation ou écotoxicité en ACV couvrent les impacts reliés à une utilisation de l'eau de type dégradation et ne sont par conséquent pas traités dans cet ouvrage.

Tableau 1-1: Paramètres qualitatifs d'eau utilisée pour chacune des méthodologies de la catégorie d'impact utilisation de l'eau sur la santé des écosystèmes

Méthodologies	Paramètres d'utilisation				Paramètres de nature
	In situ	Extraite	Dégradation	Consommation	
Pfister & al. [19]		X		X	Volume, eau douce de surface ou souterraine
Hanafiah & al. [18]		X		X	Volume, eau douce de surface
Van Zelm & al. [20]		X		X	Volume, eau douce souterraine
Verones & al. (wetland) [22]		X		X	Volume, eau douce de surface ou souterraine
Verones & al. (thermal pollution) [21]	X		X		Volume, température, eau douce de surface
Maendly & Humbert [23]	X				Volume, eau douce de surface

Le tableau 1-2 présente sous forme d'équations chacune des méthodes présentées dans cette section. La première colonne résume le facteur de sort qui exprime la façon dont une extraction influence le bilan hydrique (inventaire à indicateur intermédiaire/problème). La deuxième colonne est le facteur d'effet qui exprime de quelle façon cette modification du bilan d'eau occasionne un impact sur la qualité des écosystèmes (indicateur intermédiaire/problème à dommage). Le facteur de caractérisation résultant de la multiplication des deux premiers facteurs est aussi donné.

Tableau 1-2: Équations des méthodologies d'évaluation d'impact de l'utilisation de l'eau sur la santé des écosystèmes

Méthodes	De l'inventaire à l'indicateur intermédiaire	De l'indicateur intermédiaire au dommage	Signification du dommage
	Expression du facteur de caractérisation		
Hannafiah & al.[18]	$FS_i = \frac{dQ_{mouth,i}}{dW_i} = \frac{m_{eau\ déchargée}^3 / année}{m_{eau\ consommée}^3 / année} = 1$ <p>FS_i = facteur de sort pour le bassin versant i dQ_{mouth,i} = différentiel de volume d'eau déchargé à l'embouchure de la rivière i pour une année (m³_{eau}/année) dW_i = différentiel de consommation d'eau par année sur le bassin versant i suite à l'activité humaine (m³_{eau}/année)</p>	$FE_i = \frac{dPDF_i * V_i}{dQ_{mouth,i}} = \frac{PDF_i * m_{rivière}^3}{m_{eau\ déchargé}^3 / année}$ <p>FE_i = facteur d'effet pour le bassin versant i dPDF_i = changement de la fraction d'espèces de poissons d'eau douce potentiellement disparus dans le bassin versant i V_i = volume d'eau du bassin versant i (m³_{eau}) dQ_{mouth,i} = différentiel de volume d'eau déchargé à l'embouchure de la rivière i pour une année (m³_{eau}/année)</p>	Fraction d'espèces de poissons d'eau douce potentiellement disparues par mètre cube d'eau de bassin versant par volume d'eau de surface consommée par année
	$CF_i = \frac{dQ_{mouth,i}}{dW_i} * \frac{dPDF_i * V_i}{dQ_{mouth,i}} = \frac{m_{eau\ déchargé}^3 / année}{m_{eau\ consommée}^3 / année} * \frac{PDF_i * m_{rivière}^3}{m_{eau\ déchargé}^3 / année} = \frac{PDF_i * an. m_{rivière}^3}{m_{eau\ consommée}^3}$ <p>CF_i = facteur de caractérisation équivalent pour le bassin versant i dQ_{mouth,i} = différentiel de volume d'eau déchargé à l'embouchure de la rivière i pour une année (m³_{eau}/année) dW_i = différentiel de consommation d'eau par année sur le bassin versant i suite à l'activité humaine (m³_{eau}/année) dPDF_i = changement de la fraction d'espèces de poissons d'eau douce potentiellement disparues dans le bassin versant i V_i = volume d'eau du bassin versant i (m³_{eau})</p>		
Pfister & al.[19]	$CF_{EQ} = \frac{\sum_{j=1}^n NPP_{wat-lim,i}}{\sum_{j=1}^n P_i} = \frac{PDF (fraction\ d'espèce\ disparue) * année}{meter_{eau\ de\ pluie}} * \frac{m_{territoire}^2}{m_{territoire}^2} = \frac{PDF * an. m_{territoire}^2}{m_{eau\ extraite}^3}$ <p>CF_{EQ} = facteur de caractérisation équivalent pour la surface A $\sum_{j=1}^n NPP_{wat-lim,i}$ = somme des productions primaires nette des cellules i sur la surface A (PDF) $\sum P_i$ = somme des précipitations moyennes i pour une année sur la surface A (m).</p>		Fraction d'espèces de plantes potentiellement disparues pour une surface de territoire par volume d'eau extrait par année

<p>Van Zelm & al.[20]</p>	$FS_i = \frac{A_i * \Delta AG_i}{\Delta q} = \frac{m_{territoire}^2 * m_{eau\ nappe}}{m_{eau\ extraite}^3 / \text{année}} = \text{années}$ <p>FS_i = facteur de sort pour la cellule i A_i = aire de la cellule i (m²), ΔAG_i = changement d'hauteur moyenne de nappe phréatique pour la cellule i (m_{eau}), Δq = changement de taux d'extraction (m³_{eau souterraine extraite}/an).</p>	$FE_i = \frac{dPNOF_i}{dAG_i} = \frac{PNOF}{m}$ <p>FE_i = facteur d'effet pour la cellule i dPNOF_i = changement de fraction d'espèces de plantes potentiellement non présentes dans la cellule i (PNOF) ΔAG_i = changement d'hauteur moyenne de nappe phréatique pour la cellule i (m_{eau})</p>	<p>Fraction d'espèces de plantes potentiellement non présentes pour un territoire donnée par mètre cube d'eau souterraine extraite par année</p>
<p>Verones & al. (marais) [22]</p>	$FS = \frac{ISR_x - ISR_{\text{année de base}}}{(ARWW_x - ET_{c,x}) - (ARWW_{\text{année de base}} - ET_{c,\text{année de base}})}$ <p>FS = facteur de sort pour le marais (année), ISR = infiltration vers le marais pour l'année x et pour l'année de base (assumé comme possédant une géométrie conique de 3 mètre de profondeur et fonction du niveau de piézométrie) (m³_{eau}), ARWW = extraction d'eau pour utilisation en agriculture pour l'année x et pour l'année de base (m³_{eau extraite}/année), ET_c = évapotranspiration totale des cultures pour l'année x et pour l'année de base (m³_{consommé}/année).</p>	$FE_{x,terr} = \frac{1 * (A_{terr,\text{année de base}} - A_{terr,x}) + (1 - \frac{S_{terr,x}}{S_{terr,\text{année de base}}})A_{terr,x}}{ISR_x - ISR_{\text{année de base}}}$ $FE_{x,aq} = \frac{1 * (A_{aq,\text{année de base}} - A_{aq,x}) + (1 - \frac{S_{aq,x}}{S_{aq,\text{année de base}}})A_{aq,x}}{ISR_x - ISR_{\text{année de base}}}$ <p>' $S_x = S_{\text{année de base}} \left(\frac{A_x}{A_{\text{année de base}}} \right)^z$ <p>A = aire de marais terrestre ou aquatique pour l'année x et pour l'année de base (calculée par bilan de masse entre l'infiltration souterraine et l'évaporation de surface) (m²_{surface de marais}), S = nombre d'espèces aquatique ou terrestre pour l'année x et pour l'année de base (nombre et classification des espèces aquatiques et terrestres selon Jeminez) (# d'espèces), ISR = infiltration vers le marais pour l'année x et pour l'année</p> </p>	<p>Fraction d'espèces de marais potentiellement disparues pour la surface de marais par mètre cube d'eau de surface/souterraine extraite par année</p>

		<p>de base (assumé comme possédant une géométrie conique de 3 mètre de profondeur et fonction du niveau de piézométrique) (m^3_{eau}), z = Pente de la relation espèces-aire qui est assumée linéaire (approximation valide selon Jones).</p>	
	$CF_{x,\text{marais}} = FF * EF$ $= \frac{1 * (A_{\text{terr,année de base}} - A_{\text{terr},x}) + \left(1 - \frac{S_{\text{terr},x}}{S_{\text{terr,année de base}}}\right) A_{\text{terr},x}}{(ARWW_x - ET_{c,x}) - (ARWW_{\text{année de base}} - ET_{c,\text{année de base}})}$ $+ \frac{1 * (A_{\text{aq,base year}} - A_{\text{aq},x}) + \left(1 - \frac{S_{\text{aq},x}}{S_{\text{aq,base year}}}\right) A_{\text{aq},x}}{(ARWW_x - ET_{c,x}) - (ARWW_{\text{année de base}} - ET_{c,\text{année de base}})} = \frac{PDF.\text{année}.m^2_{\text{marais}}}{m^3_{\text{eau extraite}}}$ <p>$CF_{x,\text{marais}}$ = facteur de caractérisation équivalent pour le marais pour l'année x A = aire de marais terrestre ou aquatique pour l'année x et pour l'année de base (calculée par bilan de masse entre l'infiltration souterraine et l'évaporation de surface) ($m^2_{\text{surface de marais}}$), S = nombre d'espèces aquatique ou terrestre pour l'année x et pour l'année de base (nombre et classification des espèces aquatiques et terrestres selon Jeminez) (# d'espèces), ARWW = extraction d'eau pour utilisation en agriculture pour l'année x et pour l'année de base ($m^3_{\text{eau extraite/année}}$),</p>		
<p>Verones & al. (pollution thermique) [21]</p>	$FS_{j,t} = \frac{\Delta T_{ex,j,t}}{\Delta T_{CW} \cdot Q_{CW}} \cdot V_{j,t}$ $= \text{°C}_{\text{rivière}} \cdot m^3_{\text{rivière}} \cdot \text{day} / \text{°C}_{\text{eau froide}} \cdot m^3_{\text{eau froide}}$ <p>$FS_{j,t}$ = facteur de sort pour la section de rivière j pour la période de temps t $\Delta T_{ex,j,t}$ = Augmentation résiduelle de température dans la section de rivière j pour la période de temps t causée par décharge thermique (°C), ΔT_{CW} = Différence entre la température de refroidissement et la température ambiante d'eau (°C), Q_{CW} = Décharge d'eau de refroidissement ($m^3_{\text{eau froide/jour}}$), $V_{j,t}$ = Volume de la section de rivière j pour la période t ($m^3_{\text{eau de rivière}}$).</p>	$FE_{j,t} = \frac{\partial PDF_{j,t}}{\partial T_{h,j,t}} = \frac{-\mu_a}{\sigma_{TTI} \cdot \sqrt{2\pi}} \cdot \exp\left(-\frac{1}{2} \left(\frac{-\mu_{TTI,j,t}}{\sigma_{TTI}}\right)^2\right)$ $= PDF / \text{°C}_{\text{rivière}}$ <p>$FE_{j,t}$ = facteur d'effet pour la section de rivière j pour la période de temps t Calculé à partir de courbes de distribution de sensibilité des espèces qui répond à une fonction de loi normale $\mu_{TTI,j,t}$ = moyenne de l'intervalle de tolérance de temperature (TTI) pour une série d'espèces aquatique dans le plan d'eau j pour une période temporelle t (°C), σ_{TTI} = constante de déviation standard (°C), μ_a = parameter de régression moyen base sur les expériences de laboratoire (°C).</p>	<p>Fraction d'espèces de rivière potentiellement disparues pour un volume de rivière par degré Celcius d'eau de refroidissement et par mètre cube d'eau de refroidissement utilisé par jour</p>
		$CF_{j,t} = \frac{\Delta T_{ex,j,t}}{\Delta T_{CW} \cdot Q_{CW}} V_{j,t} * \frac{-\mu_a}{\sigma_{TTI} \cdot \sqrt{2\pi}} \cdot \exp\left(-\frac{1}{2} \left(\frac{-\mu_{TTI,j,t}}{\sigma_{TTI}}\right)^2\right) = \frac{PDF.\text{jour}.m^3_{\text{rivière}}}{m^3_{\text{eau froide}} \text{°C}_{\text{eau froide}}}$	

<p>Maendly & Humbert [23]</p>	$CF_{eq} = \sum_i \frac{PDF_{section\ i} A_i}{Q_{total}} = \frac{PDF \cdot m_{area}^2 \cdot year}{m_{turbined\ water}^3}$ <p> CF_{eq} = facteur de caractérisation générique équivalent $PDF_{section}$ = fraction d'espèces de poissons d'eau douce potentiellement disparus (déterminé à partir de revue de littérature) A_i = aire affectée (en amont et en aval, calculé à partir de Google Earth) (m²), Q_{total} = quantité annuelle d'eau turbinée (m³ eau turbinée/année) </p>	<p>Fraction d'espèces de poissons d'eau douce potentiellement disparues pour un territoire affecté par mètre cube d'eau turbine ou par kWh d'électricité générée par année</p>
---	---	--

Suite à la présentation des méthodes existantes permettant de quantifier les impacts de l'utilisation de l'eau sur les écosystèmes, il convient de remarquer des différences à plusieurs points de vue : que ce soit directement au niveau du chemin de modélisation choisi ou plutôt sur les hypothèses de modélisation qui structurent les modèles. À première vue, il pourrait être supposé qu'ils sont compatibles et qu'il suffit d'additionner les facteurs de caractérisation des différentes méthodes entre eux pour obtenir un seul dommage pour cette catégorie d'impact. Ce résultat pourrait être comparé avec les autres catégories d'impact pour ce même AOP afin d'en déceler son impact relatif. Cette approche a été suggérée récemment dans le travail de Kounina & al. [15]. Cependant, il semble possible que des incohérences adviennent si cet exercice est fait sans précaution suffisante. Par exemple, les double-comptages d'impacts, des incompatibilités de couverture spatiale et temporelle, des différences lors de l'estimation du bilan d'eau, des indicateurs de dommages hétérogènes, etc. sont tous des problèmes qui pourraient mener à des illogismes méthodologiques et/ou des biais d'interprétation.

CHAPITRE 2 : Objectifs

C'est dans un effort d'harmonisation des méthodologies existantes énumérées à la section 1.3.3 que s'inscrit ce projet. La question de recherche se définit comme suit :

Dans quelle mesure les méthodes existantes caractérisant l'impact de l'utilisation de l'eau sur les écosystèmes sont complémentaires entre elles et peuvent être intégrées dans un cadre d'analyse cohérent reliant l'usage de l'eau et l'aire de protection qualité des écosystèmes ?

Afin de répondre à cette question, les objectifs spécifiques suivants sont approfondis :

- 1) Établir un cadre d'analyse cohérent intégrant les différentes chaînes de cause à effet reliant l'utilisation de l'eau avec les impacts sur les écosystèmes et permettant une comparaison structurée des méthodes.
- 2) Déterminer dans quelle mesure les différentes approches pour déterminer les inventaires d'utilisation d'eau sont comparables et cohérentes. Émettre des suggestions afin de pallier aux éventuelles lacunes.
- 3) Évaluer la compatibilité des approches pour calculer les bilans hydriques entre les différentes méthodes. Proposer des alternatives de modélisation le cas échéant où des divergences seraient observées.
- 4) S'assurer que les modèles d'effets développés couvrent des dommages différents afin d'obtenir une complémentarité entre les méthodes.
- 5) S'assurer que les différents indicateurs de dommage développés soient cohérents entre eux et déterminer dans quelle mesure les facteurs de caractérisation peuvent s'additionner. S'assurer que toutes les portions de la chaîne de cause à effet de cette catégorie sont modélisées et proposer une approche unificatrice.

Tous ces objectifs seront abordés systématiquement dans les sections méthode et résultats tel que mentionné ci-après. La section 3.1 de la méthodologie permet de construire les bases de comparaison entre les méthodes par le développement d'un cadre d'analyse (relié à l'objectif 1 cité ci-dessus). Il n'y a pas de résultats associés directement à cette section de la méthode. Les sections 3.2 de la méthode et 4.1 des résultats qui sont intitulées analyse générale des modèles

permettent de mettre en lumière la cohérence entre les méthodes à partir de l'inventaire (relié à l'objectif 2 cité ci-dessus). Les sections 3.3 de la méthode et 4.2 des résultats permettent de faire une comparaison des modèles de sort et décrivent la façon dont sont structurés les bilans hydriques (relié à l'objectif 3 cité ci-dessus). Les sections 3.4 de la méthode et 4.3 des résultats portent l'analyse au niveau des modèles d'effet (relié à l'objectif 4 cité ci-dessus). Les sections 3.5 de la méthode et 4.4 des résultats comparent la façon dont les indicateurs de dommages sont considérés par les méthodes analysées (répondant à l'objectif 5 cité ci-dessus). La section recommandations est également agencée de manière à poursuivre la structure présente au sein des cinq objectifs retenus.

CHAPITRE 3 : Méthode

3.1 Description du cadre d'analyse

La figure 3-1 ci-dessous présente une structure générale qualitative d'un modèle de caractérisation des impacts en ACV. Cinq aspects y sont présentés.

- 1) L'inventaire qui décrit le type et la quantité d'eau utilisée dans le modèle (par exemple, soit de surface ou souterraine, soit une consommation ou une extraction ou soit pour une utilisation industrielle, en agriculture et domestique).
- 2) Le modèle de devenir décrit la façon dont les écoulements d'eau sont modélisés dans l'environnement. Il détient la capacité de prédire de quelle façon et dans quel ordre de grandeur l'écoulement naturel de l'eau est modifié suivant un changement de l'état du système hydrologique. Le modèle de devenir décrit la relation entre une intervention anthropogénique (l'inventaire) et le stresser qui est un indicateur environnemental représentatif d'un état de changement de l'environnement. Le stresser puisqu'il fait le lien entre les facteurs de sort et d'effet, doit aussi être sélectionné attentivement de manière à ce qu'il puisse être relié adéquatement à la santé dans un écosystème.
- 3) Le modèle d'effet est une fonction qui permet la quantification du dommage sur un écosystème suivant un stress environnemental. Traditionnellement, des corrélations basées sur des données de terrain sont utilisées.
- 4) Le dommage est l'indicateur approprié qui décrit la nature de l'impact sur les écosystèmes (aquatiques et terrestres dans ce cas).
- 5) Le facteur de caractérisation représente le ratio mathématique entre le dommage et l'intervention anthropogénique (inventaire de l'utilisation d'eau).

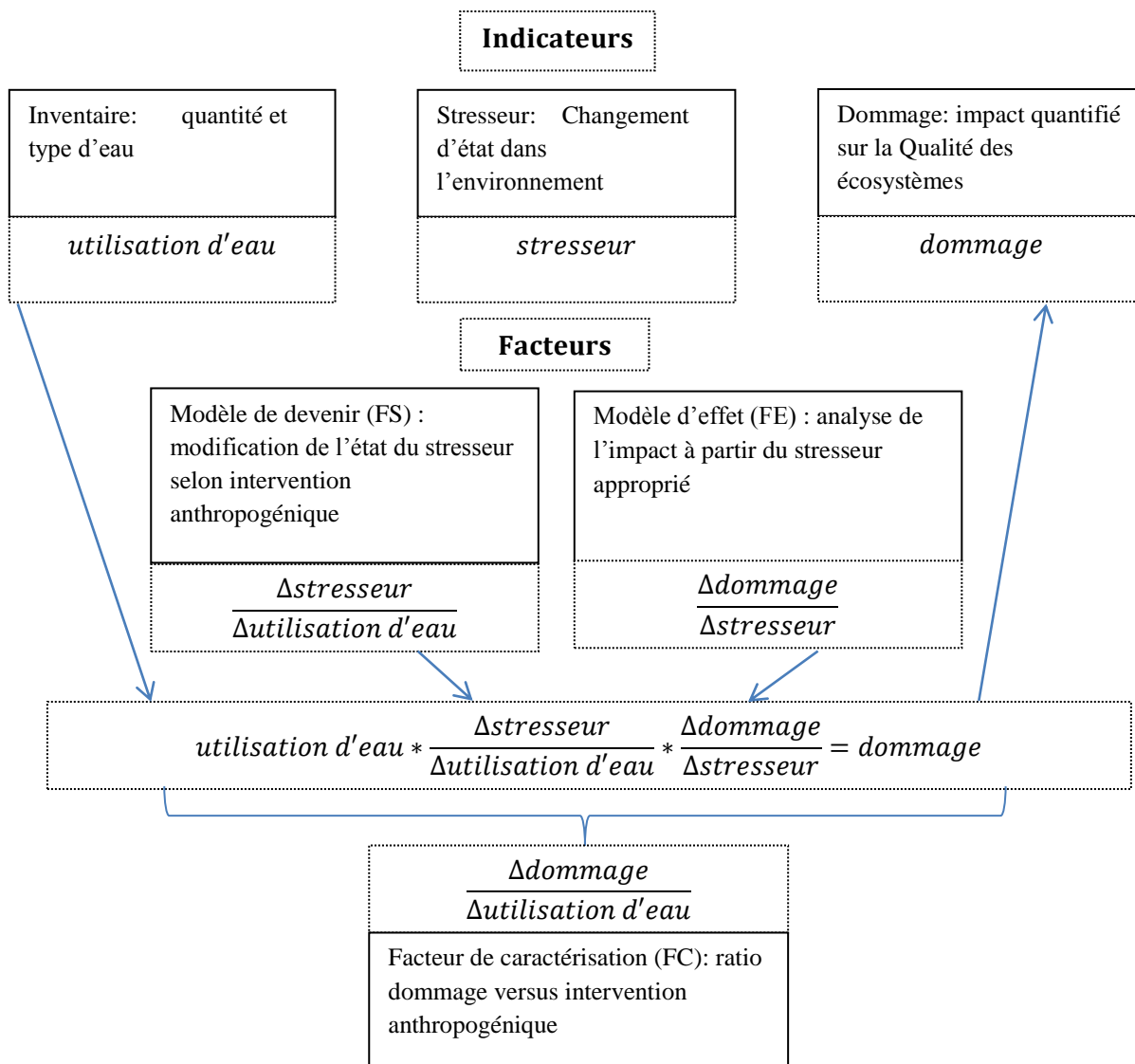


Figure 3-1: Structure générale d'un modèle de caractérisation pour la catégorie impact de l'utilisation de l'eau sur la santé des écosystèmes

Les tableaux 3-1 et 3-2 quant à eux énumèrent spécifiquement pour chacune des méthodes existantes présentées à la section 1.3.3 à quoi correspondent chacun de ces termes. Un parallèle est fait avec l'approche matricielle développée en écotoxicologie pour l'émission de contaminants dans des compartiments environnementaux [33]. Il s'agit de faire un parallèle en ce qui a trait aux unités et à la structure de l'approche. C'est-à-dire que le compartiment d'émission pour les impacts toxiques relié à une masse de contaminant émise équivaut au compartiment d'extraction pour les impacts de l'utilisation de l'eau relié à un volume extrait (compartiment i dans le tableau 3-1). De façon analogue, le compartiment dans lequel l'impact est observé

(compartiment x dans le tableau 3-1) équivaut au compartiment récepteur pour les impacts toxiques et celui où il y a un manque d'eau pour les impacts relié à l'utilisation de l'eau. À noter que les compartiments peuvent changer selon la catégorie d'impact analysée et que comme l'impact se trouve dans le même compartiment que le prélèvement pour la plupart des méthodes quantifiant les impacts reliés à l'utilisation de l'eau, aucune discrétisation est faite dans le tableau.

Tableau 3-1: Sommaire des facteurs pour les méthodes quantifiant l'impact de l'utilisation de l'eau sur la qualité des écosystèmes et parallèle avec l'approche utilisée en écotoxicologie

Méthodes	Devenir	Effet	Facteur de caractérisation
Rosenbaum & al. [33]	<p><u>facteur de devenir</u>: quantité de contaminant dans le compartiment i par débit massique d'émission de contaminant dans le compartiment i,</p> $FS_i \left\{ \frac{\text{masse}}{\text{masse/temps}} \right\}$	<p><u>facteur d'effet</u>: fraction d'espèces potentiellement disparues dans un volume de compartiment x par masse de contaminant présent dans le compartiment x.</p> $FE_x \left\{ \frac{PDF. \text{volume}}{\text{masse}} \right\}$	<p><u>facteur de caractérisation</u>: fraction d'espèces potentiellement disparues dans un volume de compartiment x par débit d'émission de contaminant dans le compartiment i,</p> $FC_x \left\{ \frac{PDF. \text{volume. temps}}{\text{masse}} \right\}$
Hannafiah & al. [18]	<p><u>facteur de devenir</u>: diminution de la quantité d'eau disponible pour les espèces aquatiques dans une rivière par débit d'eau consommé,</p> $FS \left\{ \frac{\text{volume/temps}}{\text{volume/temps}} \right\}$	<p><u>facteur d'effet</u>: fraction d'espèces potentiellement disparues dans un volume d'eau de bassin versant par volume d'eau manquant dans une rivière,</p> $FE \left\{ \frac{PDF. \text{volume}}{\text{volume/temps}} \right\}$	<p><u>facteur de caractérisation</u>: fraction d'espèces potentiellement disparues dans un volume d'eau de bassin versant par débit d'eau consommé,</p> $FC \left\{ \frac{PDF. \text{volume. temps}}{\text{volume}} \right\}$
Pfister & al. [19]	<p><u>facteur de devenir</u>: diminution du volume d'eau disponible pour les plantes par débit extrait,</p> $FS \left\{ \frac{\text{volume}}{\text{volume/temps}} \right\}$	<p><u>facteur d'effet</u>: fraction d'espèces potentiellement disparues sur une surface de territoire par volume d'eau manquant sur une surface terrestre,</p> $FE \left\{ \frac{PNOF. \text{surface}}{\text{volume}} \right\}$	<p><u>facteur de caractérisation</u>: fraction d'espèces potentiellement disparues sur une surface de territoire par débit d'eau extrait,</p> $FC \left\{ \frac{PDF. \text{surface. temps}}{\text{volume}} \right\}$

Méthodes	Devenir	Effet	Facteur de caractérisation
Van Zelm & al. [20]	<p><u>facteur de devenir</u>: diminution de la hauteur d'eau de nappes disponible pour les plantes par débit d'eau extrait,</p> $FS_i \left\{ \frac{\text{volume}}{\text{volume/temps}} \right\}$	<p><u>facteur d'effet</u>: fraction d'espèces potentiellement non présentes sur une surface de territoire par delta de hauteur de la nappe sur une surface terrestre,</p> $FE_x \left\{ \frac{PNOF. surface}{volume} \right\}$	<p><u>facteur de caractérisation</u>: fraction d'espèces potentiellement non présentes sur une surface de territoire par débit d'eau extrait,</p> $FC_x \left\{ \frac{PNOF. surface. temps}{volume} \right\}$
Verones & al. (wetland) [22]	<p><u>facteur de devenir</u>: diminution du volume d'eau disponible pour les espèces de marais par débit d'eau consommé,</p> $FS \left\{ \frac{\text{volume}}{\text{volume/temps}} \right\}$	<p><u>facteur d'effet</u>: fraction d'espèces potentiellement disparues sur une surface de marais par volume d'eau manquant sur une surface de marais,</p> $FE \left\{ \frac{PDF. surface}{volume} \right\}$	<p><u>facteur de caractérisation</u>: fraction d'espèces potentiellement disparues sur une surface de marais par débit d'eau consommé,</p> $FC \left\{ \frac{PDF. surface. temps}{volume} \right\}$
Verones & al. (pollution thermique) [21]	<p><u>facteur de devenir</u>: augmentation de la température de l'eau d'un volume donné de rivière par débit d'eau utilisée et rejetée avec une variation de température donnée,</p> $FS \left\{ \frac{^{\circ}C. volume}{^{\circ}C. volume/temps} \right\}$	<p><u>facteur d'effet</u>: fraction d'espèces aquatiques potentiellement disparues pour une augmentation de la température d'eau de rivière,</p> $FE \left\{ \frac{PDF}{^{\circ}C} \right\}$	<p><u>facteur de caractérisation</u>: fraction d'espèces potentiellement disparues pour un volume donné de rivière par débit d'eau utilisé ayant une variation de température donnée,</p> $FC \left\{ \frac{^{\circ}C. PDF. volume. temps}{^{\circ}C. volume} \right\}$
Maendly & Humbert [23]	N/Ap	N/Ap	<p><u>facteur de caractérisation</u>: fraction d'espèces potentiellement disparues dans un volume d'eau de rivière par débit d'eau turbiné,</p> $FC \left\{ \frac{PDF. volume. temps}{volume} \right\}$

Tableau 3-2 : Sommaire des indicateurs pour les méthodes quantifiant l'impact de l'utilisation de l'eau sur la qualité des écosystèmes et parallèle avec l'approche utilisée en écotoxicologie

Méthodologies	Inventaire	Stresseur	Dommage
Rosenbaum & al. [33]	<p><u>émission</u>: quantité de contaminant émise dans le compartiment i</p> $S_i \{masse\}$	<p>quantités de contaminants transférés dans les compartiments x</p> $M_x \{masse \times temps\}$	<p>fraction d'espèces potentiellement disparues dans un volume de compartiment i pour une unité temporelle,</p> $I_i \{PDF. volume. temps\}$

Méthodologies	Inventaire	Stresseur	Domage
Hannafiah & al. [18]	<u>consommation</u> : quantité d'eau de surface $q_i \{volume\}$	changement du débit de cours d'eau à l'embouchure $q_i \{volume\}$	fraction d'espèces potentiellement disparues dans un volume de bassin versant pour une unité temporelle, $I_i\{PDF. volume. temps\}$
Pfister & al. [19]	<u>extraction</u> : quantité d'eau de surface ou souterraine $q_i \{volume\}$	modification de volume d'eau de précipitation non disponible $q_i\{volume \times temps\}$	fraction d'espèces potentiellement disparues sur une surface de territoire pour une unité temporelle, $I_i\{PDF. surface. temps\}$
Van Zelm & al. [20]	<u>consommation</u> : quantité d'eau sous-terrainne $q_i \{volume\}$	changement de hauteur d'eau d'aquifère pour une surface $q_i \{volume \times temps\}$	fraction d'espèces potentiellement non présentes sur une surface de territoire pour une unité temporelle $I_i\{PNOF. surface. temps\}$
Verones & al. (wetland) [22]	<u>consommation</u> : quantité d'eau de surface et souterraine $q_i \{volume\}$	changement de taux d'infiltration vers le marais qui affecte sa surface $q_i \{volume \times temps\}$	fraction d'espèces potentiellement disparues sur une surface de marais pour une unité temporelle $I_i\{PDF. surface. temps\}$
Verones & al. (pollution thermique) [21]	<u>utilisation</u> : quantité d'eau de surface ayant une variation de température donnée $q_i^* \{^{\circ}C. volume\}$	changement de température de rivière pour un volume de rivière $q_i^* \{^{\circ}C \times volume \times temps\}$	fraction d'espèces potentiellement disparues pour un volume de rivière pour une unité temporelle $I_i\{PDF. volume. temps\}$
Maendly & Humbert [23]	<u>utilisation</u> : quantité d'eau de rivière turbinée $q_i \{volume\}$	N/Ap	fraction d'espèces potentiellement disparues pour un volume de rivière pour une unité temporelle, $I_i\{PDF. volume. temps\}$

La figure 3-2 présente un résumé des chaînes de cause à effet pour les méthodologies existantes présentées ci-dessus. Afin de mettre en évidence les frontières de la catégorie d'impact de l'utilisation de l'eau sur les écosystèmes, les catégories d'impact reliées à une dégradation (tel écotoxicité et eutrophisation par exemple qui feraient partie de cette catégorie selon la définition ISO 14046 [12]) sont montrées sur le schéma. À mentionner aussi que les impacts reliés au transport sur les plans d'eau ou celui relié à l'augmentation de la salinité de l'eau souterraine due

à une extraction d'eau souterraine à proximité des zones côtières ne sont pas incluses au schéma puisqu'aucun modèle ACV n'existe à l'heure actuelle pour les modéliser.

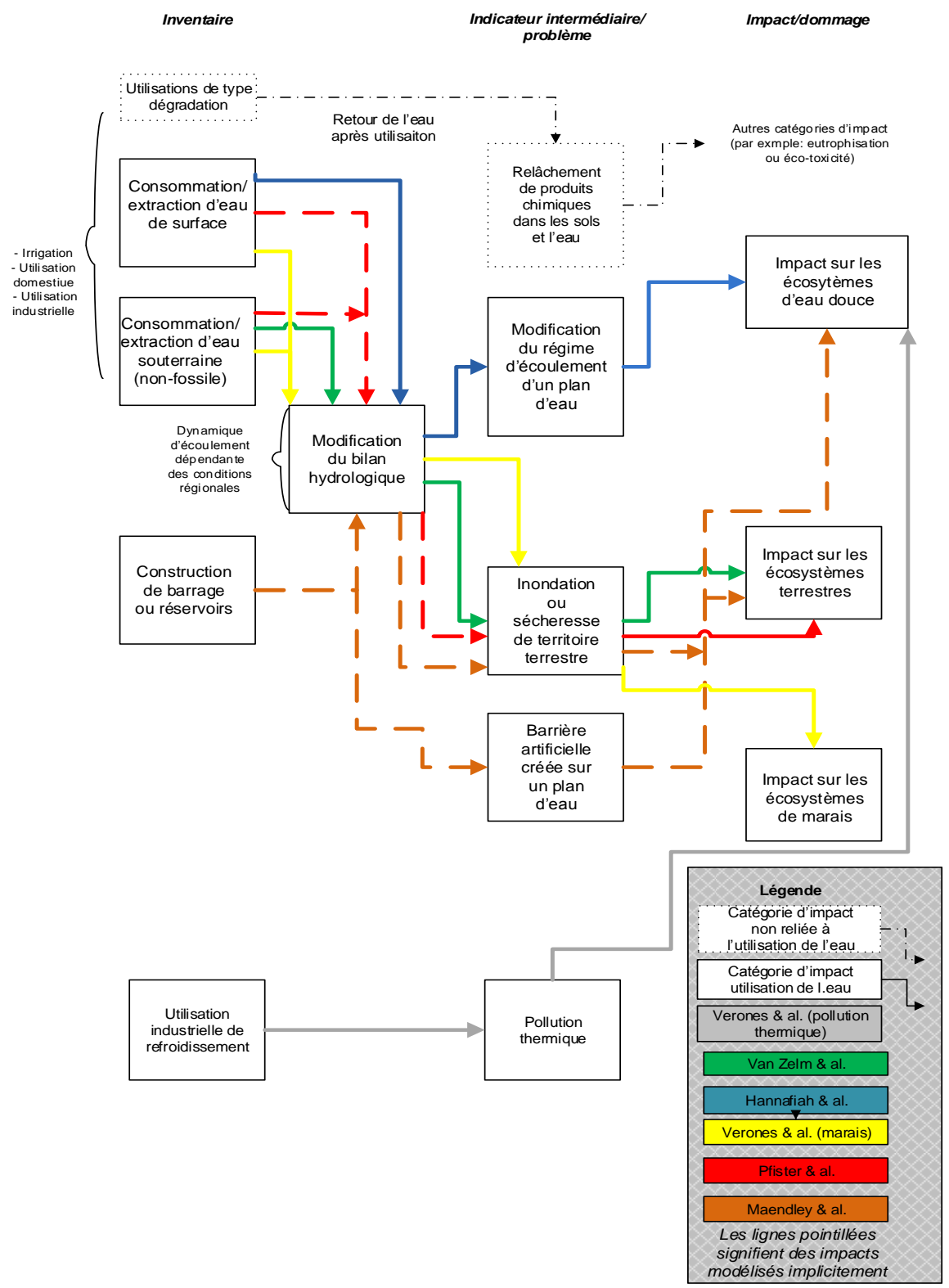


Figure 3-2 : Chaîne de cause à effet et frontières de la catégorie d'impact utilisation de l'eau sur les écosystèmes et chemins modélisation des méthodologies existantes (adapté de [13] et [15])

3.2 Analyse générale des modèles

Il s'agit d'évaluer, avec une vue d'ensemble, la complémentarité des modèles existants. Cela permet en premier lieu de mettre en évidence dans quelle mesure les différents modèles prennent en compte tous les liens possibles le long de la chaîne de cause à effet. Cela permet aussi de souligner les méthodes qui se chevauchent, c'est-à-dire celles qui traitent une même portion de la chaîne de cause à effet.

Concrètement, cette évaluation consiste à faire une analyse des liens exposés sur la figure 3-2. En effet, ces liens représentent la façon dont les méthodes existantes sont structurées. La comparaison de ces liens est faite à partir des indicateurs d'inventaires jusqu'aux indicateurs de dommages.

3.3 Modélisation du sort

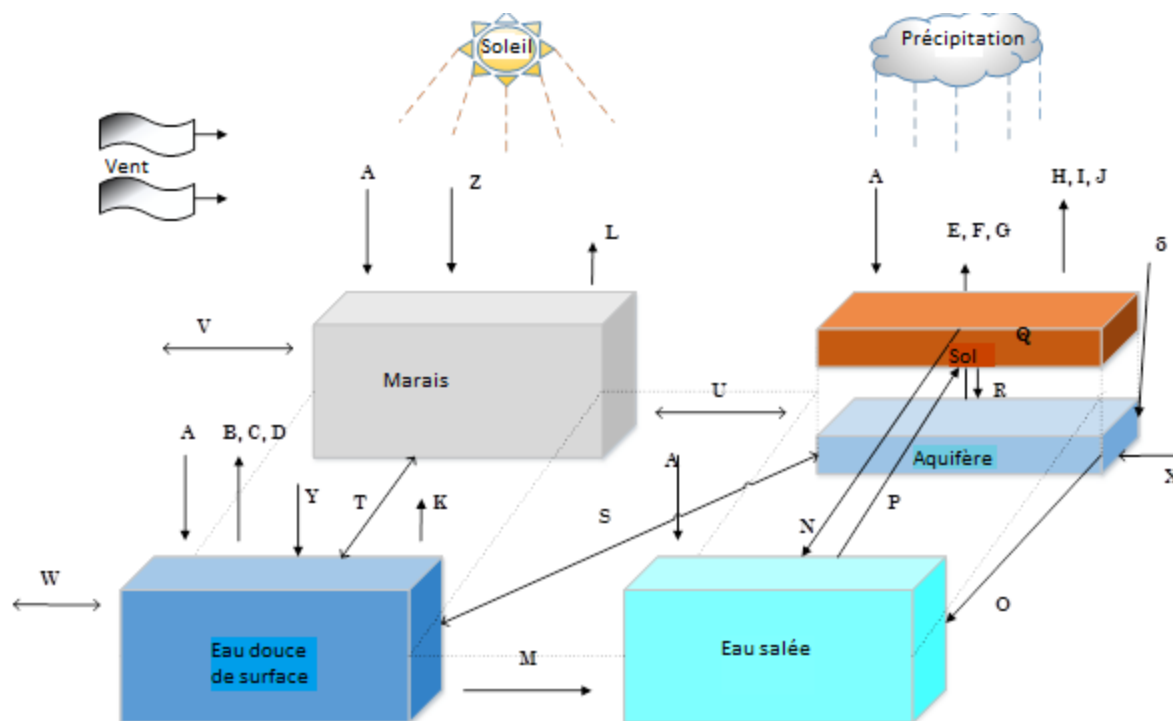
3.3.1 Modèles hydrologiques : le portrait détaillé

La comparaison des modèles hydrologiques sous-jacents à chacun des modèles ÉICV analysés dans le présent projet ainsi que les hypothèses simplificatrices permettant de modéliser les bilans hydrologiques sans avoir recours à de tels modèles, est réalisée de manière systématique afin d'identifier qualitativement les similarités, les points dissemblables et les éventuels chevauchement des bilans hydrologiques reliés à chacune des méthodes. Cet exercice est fait pour chacune des méthodes ÉICV présentées à la section 1.3.3 évaluant l'impact d'une consommation d'eau. Rappelons que ces méthodes quantifient un impact qui passe par la modification du bilan hydrologique et pour lesquelles le facteur de devenir relie une consommation d'eau avec une modification de la quantité d'eau disponible dans un compartiment environnemental donné. Il s'agit des méthodes de Hanafiah & al. [18], Pfister & al.[19], Van Zelm & al. [20] et Verones & al.[22].

Afin de réaliser cet exercice de façon systématique, la figure 3-3 a d'abord été élaborée. Il s'agit d'un portrait détaillé des flux d'eau qui devraient être considérés si on tient compte de l'ensemble des voies d'impact couvertes par les différentes méthodes ÉICV évaluées dans la présente tâche. Ces flux sont représentés par des flèches qui illustrent les échanges d'eau entre

les compartiments environnementaux. L'équation fondamentale en hydrologie suggère 4 flux d'eau principaux qui ont été subdivisés en 27 sous-flux afin de ségréguer les voies d'impact considérées dans les modèles étudiés. Cette figure va servir de référence. En effet, les hypothèses utilisées par chacun des modèles pour chacun des flux qui y sont représentés vont ainsi pouvoir y être comparés de manière systématique afin de valider leur cohérence ou d'identifier les points d'achoppement entre les différentes approches.

Le tableau 8-1 récapitulant la façon dont chacun de ces flux est pris en compte ou non dans les modèles étudiés est disponible en annexe 3. De plus, une description sommaire des modèles hydrologiques globaux (NHI et WaterGap 2), ainsi que des hypothèses simplificatrices utilisées par certains modèles pour ne pas utiliser de tels modèles hydrologiques est faite en annexe 2.



A: Précipitation

B: Utilisation d'eau domestique à partir d'eau de surface

C: Utilisation d'eau en industrie à partir de la surface

D: Utilisation d'eau en agriculture à partir de la surface

E: Utilisation d'eau domestique à partir du souterrain

F: Utilisation d'eau en industrie à partir du souterrain

G: Utilisation d'eau en agriculture à partir du souterrain

H: Évapotranspiration à partir de cultures

I: Évaporation à partir du sol

J: Évaporation à partir de la canopée

K: Évaporation à partir d'une surface d'eau libre

L: Évaporation à partir des marais

M: Écoulement à partir des rivières vers les océans

N: Ruissèlement de surface vers les océans

O: Écoulement souterrain vers l'océan

P: Écoulement d'eau salée vers les terres

Q: Évaluation de l'humidité des sols dans la zone vadose

R: Infiltration d'eau de la surface vers le souterrain

S: Interaction eau de surface et aquifère

T: Interaction eau de surface et marais

U: Interaction eau de souterraine et marais

V: Systèmes adjacents reliés aux marais

W: Systèmes adjacents reliés à l'eau de surface

X: Systèmes adjacents reliés à l'eau souterraine

Y: Eau retournée à l'eau de surface

Z: Eau retournée aux marais

δ : Eau retournée au l'eau souterraine

Figure 3-3 : Identification des composantes d'écoulement de l'eau lors de l'élaboration d'un bilan hydrologique.

3.3.2 Analyse de la structure des facteurs de sort

Cette analyse permet d'évaluer comment la caractérisation des facteurs de sort est réalisée par chaque méthode. Pour ce faire, une comparaison de la structure des différents facteurs de sort reliant les indicateurs de prise d'inventaire aux indicateurs de stress environnementaux est effectuée. Cela permet de s'assurer qu'ils sont construits de manière cohérente les uns par rapport aux autres et de comprendre s'ils couvrent les mêmes portions ou des portions différentes de la chaîne de cause à effet.

3.3.3 Étude de cas Néerlandaise : évaluation des facteurs de sort eau-souterraine/sol

Les méthodes de Pfister & al. [19] et de Van Zelm & al. [20] couvrent en principe la même chaîne de cause à effet qui relie l'extraction d'eau souterraine à un impact pour les écosystèmes terrestres bien que la méthode de Pfister & al. [19] couvre également l'impact de l'extraction d'eau de surface sur les écosystèmes terrestres. Il existe donc un chevauchement partiel entre ces deux approches. Cette section vise à comparer les résultats de ces deux méthodes en terme de facteur sort eau souterraine – sol (c'est-à-dire dans ce cas le volume d'eau manquante aux écosystèmes terrestres pour un débit d'eau souterraine prélevée). Le contexte géographique sélectionné pour effectuer cette comparaison est les Pays-Bas sur lesquels la méthode de Van Zelm & al. [20] a été développée. C'est ainsi que sont mises en évidence les implications des différences entre les modèles des valeurs des facteurs de sort.

Afin de pouvoir comparer les facteurs de sort, il faut les modifier légèrement pour obtenir un stresser cohérent entre les deux méthodes, à savoir le volume d'eau qui va priver les plantes. En effet, le facteur de sort de Van Zelm & al. [20] consiste à calculer l'abaissement de la nappe équivalent pour une surface en fonction d'un volume d'eau prélevé alors que Pfister & al. [19] considère que toute l'eau prélevée dans le territoire prive directement l'écosystème terrestre, ce qui revient à considérer un facteur de sort de 100% de l'eau prélevée qui affecte l'écosystème terrestre, ce qui sera plus ou moins rapidement « compensé » par les précipitations sur la cellule considérée. Il faut par conséquent que le facteur de sort de Pfsiter & al.. [19] soit lui aussi adapté de manière à être comparable à celui de Van Zelm & al. [20] en utilisant les précipitations et la

surface de la cellule considérée (250m x 250m dans ce cas-ci) dans laquelle la nappe s'est abaissée pour déterminer le temps requis pour que les précipitations compensent l'extraction d'eau.

Modifier ainsi le facteur de sort de Van Zelm & al. [20] revient à considérer un stresser différent à celui considéré dans la méthode d'origine et n'est plus cohérent avec le facteur d'effet considéré dans cette approche - qui considère de manière indirecte que ce n'est pas 100% du volume d'eau correspondant à l'abaissement de la nappe qui prive les plantes et qui passe par une corrélation directe entre abaissement et espèces affectées. Il ne s'agit pas non plus exactement du stresser qu'il faudrait considérer dans la méthode de Pfister & al. [19], qui est censé être l'eau qui prive les plantes (et non l'abaissement de la nappe) si l'on en croit la structure de son facteur d'effet. Il faut garder ce biais à l'esprit dans l'interprétation des résultats : le facteur de sort de Van Zelm & al. [20] ainsi transformé n'est pas tout à fait cohérent avec le facteur de sort de Pfister & al. [19] Ceci conduit à une sur-estimation de la valeur du facteur de sort de Van Zelm & al. [20] lors de la comparaison (le volume d'abaissement de la nappe est supérieur au volume qui prive les plantes).

3.3.4 Étude de cas du Nil : évaluation des facteurs de sort eau-souterraine/sol et eau-souterraine/rivière

Cette étude de cas cherche à déterminer en premier lieu si, dans un contexte différent de celui de Van Zelm & al. [20], il est préférable d'utiliser une approche plus globale comme celle de Pfister & al. [19] pour laquelle différents raccourcis méthodologiques ont été utilisés en matière de modélisation hydrologique ou d'utiliser une approche plus raffinée comme celle de Van Zelm & al. [20] en dehors de son contexte. Un cas extrême qui diffère grandement du contexte Néerlandais a été choisi en situant l'étude de cas dans le bassin versant du Nil dans une zone aride. À partir des résultats d'étude de cas pouvant être considérés extrêmes l'un par rapport à l'autre, il est possible en quelque sorte de faire ressortir l'étendue des possibilités existantes en évaluant quantitativement une deuxième borne. Ainsi stratégiquement, l'intention est d'avoir un ordre de grandeur approximatif de la variabilité spatiale des facteurs de sort eau-souterraine/sol et d'estimer s'il est plus pertinent d'utiliser un modèle robuste mais local comme celui de van Zelm & al. [20] ou un modèle approximatif mais global comme celui de Pfister et al. [19].

Les résultats obtenus par les deux modèles (Pfister & al. et Van Zelm & al.) seront comparés avec ceux obtenus à partir du modèle hydrologique paramétré à l'aide du logiciel COMSOL [34] pour le site en question et considéré comme la référence s'approchant de la réalité. Le logiciel COMSOL [34] a été sélectionné puisqu'il permet la simulation de maints systèmes physiques à applications diverses en ingénierie et est relativement facile d'utilisation. Le module utilisé est celui intitulé Loi de Darcy qui contient toutes les équations requises pour faire une simulation de systèmes hydrogéologiques régionaux.

Le contexte hydrogéologique du bassin versant du Nil est particulier dans le sens où l'apport en eau vers l'aquifère provient à la fois de la rivière et de l'écoulement souterrain en provenance des limites du bassin versant. L'eau se dirige ainsi dans une zone mitoyenne de bas niveau piézométrique appelée faille qui est ensuite entièrement évacuée par l'évapotranspiration souterraine. Souvent, les systèmes hydrologiques sont plutôt constitués de manière à ce que la rivière soit constamment alimentée par la recharge en provenance de l'aquifère. Quoique la fréquence de ce type de système hydrologique puisse être faible dans l'environnement ou même s'appliquer que de façon saisonnière selon le bassin hydrologique observé, l'intérêt de le sélectionner est d'étudier un cas aussi extrêmement opposé que possible au contexte Néerlandais et de voir dans quelle mesure il est différent pour un système à nappe peu profonde dont la rivière est constamment alimentée par l'aquifère, c'est-à-dire dans quelle mesure les facteurs de sort de Van Zelm & al. [20] restent ou non valables dans ce cas extrême.

D'autre part, un facteur de sort pour une rivière à partir d'une consommation souterraine en eau est défini comme étant la variation de flux provenant de la rivière (variable S dans la figure 3-3) divisé par la consommation en eau souterraine – voie d'impact qui n'est couverte par aucune méthode existante présentement. Cette étude de cas permet ainsi d'établir si la valeur obtenue pour ce facteur de sort eau souterraine/rievière spécifique au site est négligeable dans ce cas de figure où le flux d'eau s'écoule à partir de la rivière et non vers la rivière. Le scénario pourrait être considéré pire dans le sens où le facteur de sort sera bas à comparer à d'autres scénarios où la rivière serait alimentée entièrement par l'aquifère.

Localisé au Soudan, le système possède des dimensions et des valeurs des variables physiques et des flux dans le bilan hydrique qui sont tirées des travaux de Abdalla & al. [35] qui consistaient à déterminer les caractéristiques des écoulements hydrogéologiques de la région et à évaluer

numériquement les valeurs de ceux-ci [35]. Le système utilisé pour l'étude est une section du bassin versant du Nil blanc. Elle est localisée entre les villes de Khartoum au nord et Kosti au sud. Le tableau 3-3 présente les valeurs des dimensions utilisées pour la création du modèle. Il est appuyé de la figure 3-4 qui représente graphiquement la reproduction du système.

Tableau 3-3: Paramètres généraux du système simplifié du Nil Blanc

Dimensions et paramètres physiques	Symboles	Valeurs	Unités
Distance totale couverte par le bassin versant	dt	290	km
Distance entre la limite du bassin versant au Nord-Ouest et la faille	d1	210	km
Distance entre la faille et le Nil	d2	40	km
Distance entre le Nil et la limite du bassin versant au Sud-Est	d3	40	km
Largeur du Nil	ln	500	m
Longueur de la section du Nil considérée	Ln	1	km
Largeur de la bordure d'arbres présente aux alentours du bassin versant	de	120	km
Hauteur d'eau à la limite Nord-Ouest du bassin versant	h1	500	m
Hauteur d'eau à la faille	h2	350	m
Hauteur d'eau au Nil	hn	380	m
Hauteur d'eau à la limite Sud-Est du bassin versant	h3	370	m
Taux de recharge (infiltration au Nord-Ouest)	I	150	mm/an
Taux d'évapotranspiration souterrain	Es	2500	mm/an
Conductivité hydraulique	K	4×10^{-5}	m/s
Porosité efficace	n	0.1	(-)
Épaisseur moyenne d'aquifère	b	150	m

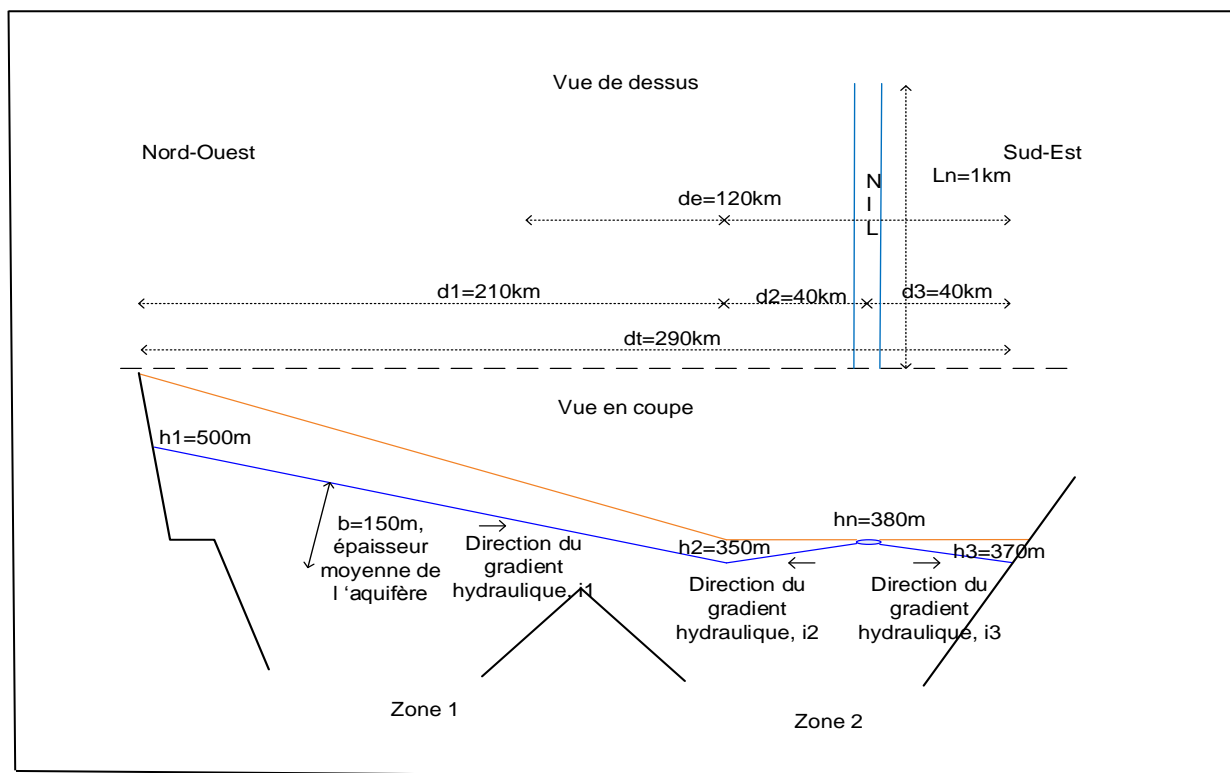


Figure 3-4: Représentation simplifiée du système du Nil Blanc

Le système est modélisé dans le logiciel COMSOL. Des simulations de consommation d'eau souterraine sont ensuite réalisées. Tous les détails relativement au modèle COMSOL et aux simulations sont présentés en annexe 4. Les résultats des abaissements de nappe et de la différence de flux en provenance du Nil permettent d'établir des facteurs de sort spécifiques au site. Respectivement, ces changements sur les indicateurs de stress environnementaux donnent des facteurs de sort eau-souterraine/sol et eau-souterraine/rivière. Les différents facteurs de sort spécifiques à ce site sont calculés et comparés avec ceux qui seraient obtenus par les méthodes existantes de référence adaptées selon les données de surface et de précipitation qui sont spécifiques à cette étude de cas (Van Zelm & al. [20] et Pfister & al. [19] pour le sol et Hanafiah & al. [18] pour la rivière).

3.4 Facteur d'effet

3.4.1 Structure du facteur d'effet

Cette section consiste à évaluer les différents modèles d'effet afin de déterminer quelles branches de la chaîne de cause à effet y sont modélisées. Il devient possible d'établir s'ils traitent des portions complémentaires ou similaires de la chaîne de cause à effet et de s'assurer de la cohérence d'une application conjointe. La comparaison des structures définie dans la revue de littérature à la section 1.3.3 et dans le cadre d'analyse dans le tableau 3-1 permet de comparer les structures reliant les indicateurs de stress environnementaux aux dommages. L'évaluation des hypothèses sous-jacentes reliées aux différents modèles d'effet permet de cibler les manques/répétitions et d'analyser leur complémentarité et cohérence.

3.4.2 Contexte Néerlandais pour les facteurs d'effet terrestres

Les méthodes de Pfister & al. [19] et de Van Zelm & al. [20] impliquent toutes les deux des effets du manque d'eau pour les écosystèmes terrestres. Cette section permet la comparaison des résultats des deux méthodes dans le contexte néerlandais pour lequel la méthode de Van Zelm & al. [20] a été élaborée et permet de mettre en évidence les implications des différences respectives sur les valeurs des facteurs d'effet.

3.5 Dommages

3.5.1 Indicateurs de dommages

Les indicateurs de dommages sont identifiés et comparés pour chaque méthode. L'intention est de s'assurer qu'ils sont exprimés dans des unités compatibles mais aussi qu'ils sont cohérents les uns avec les autres. Il convient d'évaluer si leur addition est possible car l'objectif ultime est leur agrégation en un indicateur unique afin de mettre en perspective la contribution relative de chaque catégorie d'impact sur l'aire de protection «Qualité des écosystèmes».

3.5.2 Facteurs de caractérisation terrestres pour le contexte Néerlandais

Les facteurs de caractérisation obtenus avec les méthodes de Pfister & al. [19] et de Van Zelm & al. [20], disponibles pour le contexte Néerlandais pour lequel la méthode de Van Zelm & al. [20] a été élaborée, sont comparés sur leur cohérence et leur significations physiques. Les résultats

seront discutés de manière à mettre en évidence les implications des différents choix de modélisation respectifs.

CHAPITRE 4 : Résultats

4.1 Analyse générale des modèles

En théorie, et tel que montré à la figure 3, les méthodes de Hanafiah & al [18], Pfister & al. [19] et Verones & al. [22] sont complémentaires pour considérer les impacts de la consommation d'eau de surface respectivement pour les écosystèmes aquatiques, terrestres et de marais. Cependant, une incohérence advient en appliquant Hanafiah & al. [18] et Pfister & al. [19] en parallèle puisqu'il n'est pas vrai que l'extraction de 1 m^3 d'eau de surface va priver à la fois les écosystèmes terrestres et aquatiques de 1 m^3 d'eau chacun. Ces méthodes qui caractérisent la consommation n'utilisent pas les données de sorties des bilans hydrologiques pour calculer les facteurs de sort mais une hypothèse simplificatrice selon laquelle 100% de l'eau prélevée va manquer à l'écosystème aquatique (Hanafiah et al.) et à l'écosystème terrestre (Pfister et al.) respectivement, les deux hypothèses simplificatrices étant incompatibles. À l'inverse, les modèles de Van Zelm & al. [20] et Verones & al. [22] utilisent des modèles hydrologiques pour le calcul des facteurs de sort. Les sorties des modèles hydrologiques pour ces modèles sont les variations des indicateurs de stress environnementaux suite à des consommations en eau.

En ce qui concerne une extraction souterraine, on remarque que les méthodes de Pfister & al. [19] et de Van Zelm & al. [20] considèrent toutes les deux l'impact sur les écosystèmes terrestres. Ces méthodes sont en théorie complémentaires à la méthode de Verones & al. pour les impacts sur les écosystèmes de marais qui utilise un modèle hydrogéologique simplifié considérant un ratio fixe eau-souterraine/eau de surface lors d'une consommation et qui est appliquée dans un contexte local. Aucune méthode ACV ne traite de l'impact d'une extraction souterraine pour les écosystèmes aquatiques.

À noter qu'une cinquième méthode de type consommation pourrait être ajoutée afin de couvrir la façon dont les extractions souterraines et de surface occasionnent des impacts relativement à la salinisation des eaux douces dans les zones côtières (marais, nappe phréatique et eaux de surface).

La méthode de Maendly & Humbert [23] est différente dans le sens où l'eau utilisée n'est ni dégradée, ni consommée (utilisation in situ). C'est la construction d'un barrage en tant que tel

qui créé un impact et donc ce modèle est difficilement comparable aux autres méthodes caractérisant la consommation d'eau. D'autre part, la méthode de Verones & al.[21] qui modélise les impacts de la pollution thermique sur les écosystèmes aquatiques d'eau douce lors de la prise d'inventaire, nécessite un paramètre supplémentaire soit la température. Comme pour les catégories d'impact écotoxicologie ou d'eutrophisation, la méthode de Verones & al. [21] quantifie les impacts de la dégradation de l'eau suite à son utilisation. Cette méthode est présentement incluse dans la catégorie d'impact utilisation de l'eau sur les écosystèmes mais sa chaîne de cause à effet et sa gestion dans l'inventaire demeure indépendante des autres méthodes de type consommation d'eau ci-dessus. Il serait intéressant de la comparer avec les méthodes de type dégradation couverts par les autres catégories d'impacts ACV.

Finalement, il faut noter que l'extraction d'eau venant d'une nappe de type fossile ne couvre pas la chaîne de cause à effet de l'impact de l'utilisation de l'eau sur les écosystèmes mais plutôt l'épuisement de la ressource. Il faut néanmoins considérer le rejet de cette eau après utilisation comme étant une consommation négative qui pourrait changer le régime hydrologique dans une bassin versant.

4.2 Facteur de sort

4.2.1 Modèles hydrologiques

Tel que mis en évidence dans la revue de littérature, dans la plupart des modèles de type consommation, il y a une hypothèse sous-jacente discutable puisqu'on considère qu'un type de consommation donnée influence une seule portion du bilan hydrologique relié à une portion de la chaîne de cause à effet donnée sans considérer les interactions entre les eaux de surface et les eaux souterraines. Par exemple, pour la méthode de Hanafiah & al. [18], qui est la seule méthode quantifiant les impacts sur les écosystèmes aquatiques, aucune extraction souterraine n'est considérée comme ayant des impacts sur les écosystèmes aquatiques. Par ailleurs, il n'est pas considéré qu'une partie de l'eau de surface prélevée pourrait ne plus alimenter les aquifères environnants et impacter les écosystèmes terrestres – comme ce pourrait être le cas dans certaines zones arides. À l'inverse, Pfister & al. [19], qui considère de manière implicite qu'une «eau bleue» (i.e. pompée dans un cours d'eau ou une nappe souterraine) affecte à 100% l'écosystème terrestre fait une hypothèse implicite qui est exactement opposée à celle de

Hanafiah & al. [18] dans le cas d'un prélèvement d'eau de surface puisque cela revient à dire que 100% de l'eau prélevée dans un cours d'eau va priver les écosystèmes terrestres. Cette hypothèse est particulièrement discutable. D'un point de vue hydrologique, tel qu'indiqué par la figure 3-3, ce lien ne peut avoir lieu que par un abaissement des nappes correspondant au volume d'eau prélevée. De même pour un prélèvement d'eau souterraine, Pfister & al. [19] considère que 100% de l'eau pompée affecte l'écosystème terrestre sans considérer le bilan hydrologique. Le modèle de Van Zelm & al. [20] est plus élaboré à cet égard dans la mesure où le bilan hydrologique est considéré de manière adéquate pour faire le lien entre un prélèvement d'eau souterraine et un abaissement de nappe. Cependant, ce modèle ne considère absolument pas l'impact d'un prélèvement d'eau de surface sur le niveau des nappes. Verones & al. [22] utilisent une hypothèse simplificatrice pour les marais en prenant un ratio fixe pour déterminer quelle fraction de l'eau eau souterraine et de l'eau de surface prélevées pour les cultures affecte la recharge des marais.

Il peut ainsi être souligné que les méthodes utilisent des modèles hydrologiques différents et des approches différentes pour la quantification des bilans hydrologiques. Certains utilisent des modèles globaux (à l'échelle mondiale) et d'autres des approches locales. Aussi, ce qui peut être mis en évidence en tenant compte de l'interaction de tous les flux d'eau dans l'environnement est qu'un seul modèle hydrologique devrait être en mesure de modéliser de façon cohérente et de donner les paramètres de sortie adéquats selon les différents types de prélèvements d'eau considérés (eaux souterraines et eaux de surface). C'est-à-dire que présentement aucun des modèles hydrologiques utilisé n'est en mesure de donner tous les indicateurs de stress requis pour couvrir de façon systématique et cohérente tous les chemins sur la chaîne de cause à effet et ainsi permettre l'application de toutes les méthodes de façon cohérente dans un modèle hydrologique unificateur.

4.2.2 Structures des facteurs de sort

À l'aide du tableau 3-1 et de la figure 3-2, il est possible de constater que toutes les méthodes de type consommation détiennent des indicateurs de stress environnementaux différents, ce qui laisse croire qu'ils évaluent des chaînes de cause à effet complémentaires.

Pour la méthode de Hanafiah & al. [18], on suppose que pour une quantité d'eau de surface consommée, le débit diminuera de la même quantité à l'embouchure de la rivière. Pour la méthode de Pfister & al. [19], on suppose qu'un volume d'eau extrait un bassin versant entraînera un manque de la même quantité d'eau dans l'écosystème terrestre. Pour les deux méthodes, peu importe la localisation où ils sont évalués, les facteurs sont les mêmes et correspondent à 1 m³ d'eau manquant par m³ d'eau prélevé..

La méthode de Van Zelm & al. [20] traite des scénarios de consommation souterraine à l'aide du modèle hydrologique NHI. L'indicateur de stress environnemental qui est l'abaissement de la hauteur de nappe est évalué selon les différents contextes hydrologiques des Pays-Bas et est directement une donnée de sortie de NHI obtenue en modélisant l'augmentation de la consommation d'eau souterraine. Les facteurs de sort sont dépendants de la localisation à l'intérieur du pays.

Verones & al. [22] quant à eux n'utilisent pas de modèle hydrologique à proprement parler mais des données de terrains sur les différents flux locaux de la région ciblée au Pérou pour structurer le bilan hydrologique. Avec un ratio fixe de consommation d'eau souterraine et de consommation d'eau de surface, ils peuvent évaluer la variation d'infiltration d'eau vers le marais suivant un changement de besoins en eau reflété par un changement dans les types de culture. L'impact sur le stress environnemental peut être calculé avec le facteur de sort suite à n'importe quel changement de consommation par l'agriculture par rapport à une année de référence.

Pour ces quatre méthodes de type consommation, seule les méthodes Pfister & al. [19] et celle de Van Zelm & al. [20], modélisent l'influence d'une extraction sur un stress environnemental qui ultimement sera relié au manque d'eau pour les plantes (facteur d'effet). Même si elles sont structurées différemment, elles tentent de modéliser la même portion de la chaîne de cause à effet. Il est ainsi nécessaire de décortiquer les deux approches pour en faire ressortir les avantages et les limites. Bien que l'approche de Pfister & al. [19] soit générique, le fait que le bilan hydrologique ne soit pas réalisé et qu'il soit supposé que la totalité de l'eau extraite entraîne un manque d'eau qui affectera les plantes apparaît une simplification grossière de la réalité. Le fait que le bilan hydrologique soit réalisé dans son contexte local pour le modèle de

Van Zelm & al. [20] et la sélection d'un indicateur environnemental approprié pour la représentativité d'un écosystème terrestre constituent une démarche plus pertinente. Les méthodes de Hanafiah & al. et de Verones & al. pour les marais sont complémentaires aux deux autres car ils permettent de couvrir d'autres portions des chaînes de cause à effet. Par conséquent, les indicateurs de stress sélectionnés sont 1) la hauteur de nappe phréatique pour une surface de territoire pour les écosystèmes terrestres, 2) la variation de débit de cours d'eau pour les écosystèmes aquatiques et 3) la variation de l'infiltration vers le marais pour les écosystèmes de marais.

4.2.3 Étude de cas Néerlandaise : évaluation des facteurs de sort eau-souterraine/sol

Le tableau 4-1 présente les facteurs de sort des deux méthodes traitant la chaîne de cause à effet pour les espèces terrestres pour les Pays-Bas. Il est possible de constater que les simplifications sous-jacentes à la méthode de Pfister & al. [19], d'une part selon lesquelles 100% de l'eau prélevée prive les écosystèmes terrestres (ce qui implique une grande surestimation de l'impact), et d'autre part selon laquelle l'ensemble des précipitations sur la surface de la cellule considérée peuvent compenser ce manque d'eau local (ce qui implique une sous-estimation de l'impact d'autant plus grande que la cellule sera grande) se compensent l'une l'autre et font en sorte qu'il n'y a pas une si grande différence dans les résultats du facteur de sort dans un contexte comme celui des Pays-Bas tel qu'évalué par la méthode de Van Zelm & al. [20]. Si cependant on avait considéré la taille de cellule originalement considérée par Pfister & al. [19] de $0,5^\circ \times 0,5^\circ$, soit une surface d'environ 2500 km² au lieu de 2500 m², le FC de Pfister & al. [19] aurait diminué de 6 ordres de grandeurs. Il apparaît que le facteur de sort calculé par Van Zelm & al. [20] est plus approprié dans ce contexte puisqu'il est basé sur une modélisation hydrologique locale.

Tableau 4-1 : Facteurs de sort eau-souterraine/sol pour le contexte Néerlandais

Méthodes	Valeur du facteur de sort	Unité
Pfister & al.	$2,01 \times 10^{-5}$ années	$m^3_{\text{eau non disponible}} / (m^3_{\text{eau extraite}} / \text{année})$
Van Zelm & al.	$-1,2 \times 10^{-5}$ à 0,027 années	$m^3_{\text{eau non disponible}} / (m^3_{\text{eau souterraine consommée}} / \text{année})$

4.2.4 Étude de cas du Nil : évaluation des facteurs de sort eau-souterraine/sol et eau-souterraine/rivière

Cette section présente les résultats des simulations de consommation d'eau souterraine faites avec le logiciel COMSOL [34] pour une section du Nil blanc et pour le système d'eau souterraine qui est en connexion hydraulique avec ce cours d'eau (voir la section 3.3.4 et l'annexe 4 pour les détails). La figure 4-1 montre les résultats de la simulation pour le modèle à l'état stationnaire initial avant que le puits de pompage soit activé. La profondeur de la nappe est exprimée par la ligne bleu pâle sur le graphique. L'élévation est exprimée sur l'axe des ordonnées et la distance exprimant la longueur totale du bassin versant sur l'axe des abscisses. Les hauteurs de nappe phréatique à l'équilibre sont très similaires aux valeurs du système de référence tel que donné dans l'article de Abdalla [35].

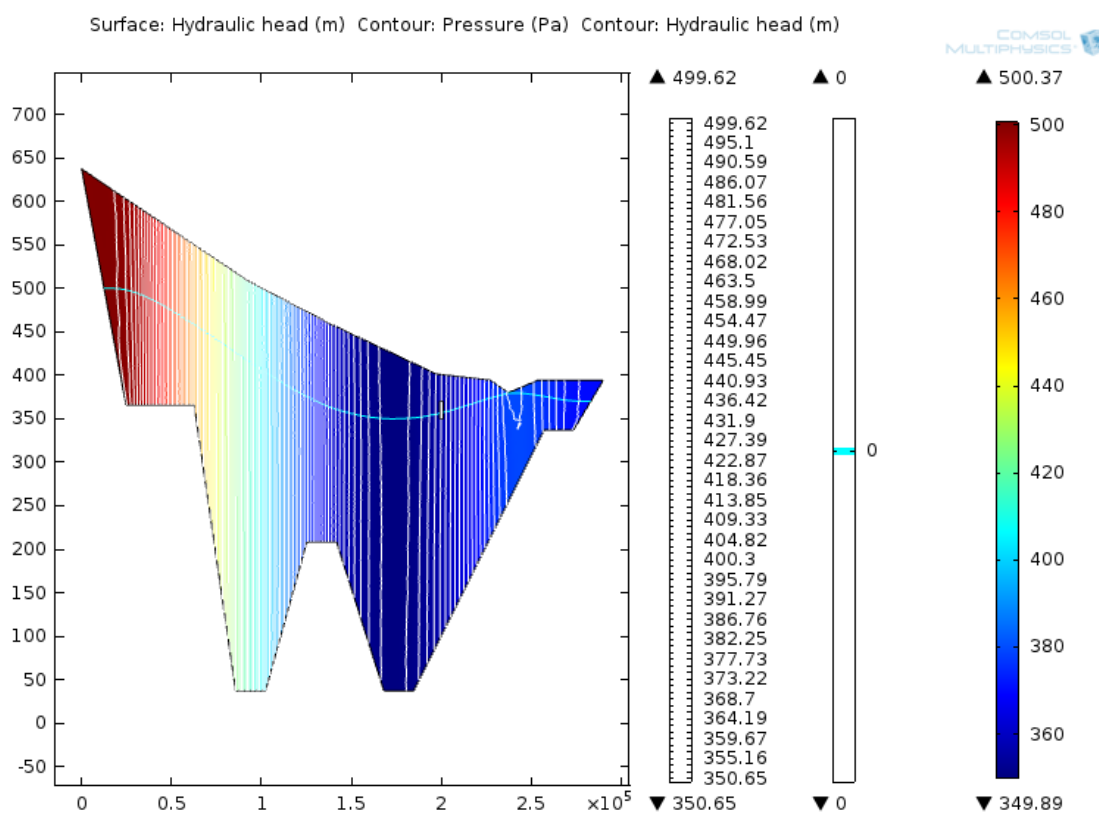


Figure 4-1 : Résultats de la simulation des hauteurs d'eau pour le système initial à l'état stationnaire

À partir de cet état stationnaire, deux scénarios de consommation ont été appliqués au système. Les résultats des simulations sont exposés au tableau 4-2. Les scénarios 1 et 2 consistent à des

consommations souterraines continues et stables dont l'ampleur est sélectionnée arbitrairement aux puits de pompage dont l'un est dix fois supérieur à l'autre. La différence de flux à partir du Nil entre l'état initial stationnaire et la valeur obtenue pour les deux scénarios est la valeur de l'indicateur de stress environnemental pour l'écosystème aquatique. De façon analogue, la différence de hauteur de la nappe phréatique moyenne multipliée par la surface est l'indicateur de stress environnemental pour l'écosystème terrestre.

Tableau 4-2 : Résultats de simulation COMSOL

Paramètre	Unité	Scénarios d'extraction		
		État initial	Scénario 1	Scénario 2
Débit d'eau souterraine consommée	m ³ /s	0	0,0016	0,016
Débit d'eau de surface consommée	m ³ /s	0	0	0
Flux à partir du Nil	m ³ /s	-1,1222	-1,1225	-1,1250
Différence de flux à partir du Nil	m ³ /s	0	0,0003	0,003
Niveau nappe moyen	m	397,901	397,892	397,808
Différence niveau de nappe moyen	m	0	0,009	0,09
Aire de territoire utilisée pour la simulation	m ²	2,9x10 ⁸		

Le tableau 4-3 présente les facteurs de sort calculés à partir des résultats des simulations avec COMSOL et les valeurs obtenues par les méthodes de Van Zelm & al. [20] et Pfister & al. [19] pour les écosystèmes terrestres Hanafiah & al. [18] pour les écosystèmes aquatiques. Le détail des calculs est donné en annexe 5.

Tableau 4-3 : Facteurs de sorts pour l'étude de cas du Nil

Paramètre	Unité	Scénarios d'extraction	
		Scénario 1	Scénario 2
Facteur de sort eau-souterraine/rivière (COMSOL)	(m3/an)/(m3/an)	0,19	0,19
Facteur de sort Hanafiah	(m3/an)/(m3/an)	0,0	0,0
Facteur de sort eau-souterraine/sol (COMSOL)	m3/(m3/an)	52	52
Facteur de sort Van Zelm (contexte Néerlandais)	m3/(m3/an)	-0.06 à 125	-0.06 à 125
Facteur de sort Pfister	m3/(m3/an)	1,28x10 ⁻⁹	1,28x10 ⁻⁹

La première constatation est que les facteurs de sort eau-souterraine/rivière et eau-souterraine/sol sont constants localement. Peu importe l'ampleur du débit d'extraction, les facteurs de sort demeurent les mêmes, ce qui est cohérent avec le fait qu'ils représentent le ratio quantitatif entre une consommation et la modification sur le stresser environnemental.

Les facteurs de sort eau-souterraine/rivière et eau-souterraine/sol obtenus de la simulation ont été calculés pour l'extraction souterraine. Ainsi, un facteur de sort eau-souterraine/rivière a été calculé avec une consommation souterraine en regardant la différence de flux qui vient de la rivière. Un facteur de sort et eau-souterraine/sol a été calculé en regardant la variation moyenne de hauteur de nappe sur la surface analysée tel que ce qui est fait de façon analogue dans la méthode de Van Zelm & al. [20] À noter qu'il est supposé que l'eau pompée est entièrement consommée, c'est-à-dire qu'il n'y a pas de retour d'eau dans le système suite à l'utilisation théorique. Cela peut être une approximation exagérée de la réalité comme souvent une partie de l'eau extraire dans le sous-terrain peut être simplement rejetée dans la rivière ou est réintégré à la nappe phréatique suite à une utilisation en agriculture par exemple; valeur qui peut être très grande surtout dans un système aride avec un sol sablonneux qui détient une grande capacité d'infiltration. Cet aspect doit être considéré lorsque les résultats des simulations sont comparés avec les valeurs des méthodes de référence.

En ce qui concerne les facteurs de sort de Van Zelm & al. [20], ils ont été modifiés selon la surface utilisée pour la simulation du Nil. Aux Pays-Bas, les valeurs de facteur de sort sont variables selon la localisation où ils ont été calculés. C'est la raison de l'intervalle donné dans le tableau 4-3. Il faut être prudent lorsqu'on les compare avec ceux de la simulation puisqu'ils ont été calculés pour des nappes peu profondes seulement pour les Pays-Bas, sur des résolutions spatiales beaucoup plus petites et que le retour d'eau est considéré dans la méthode de Van Zelm & al. [20] via le bilan hydrologique complet. Néanmoins, il faut noter que le résultat obtenu par le système modélisé se trouve à l'intérieur de l'intervalle donné par les facteurs de sorts terrestres de la méthode de Van Zelm & al. [20] avec une surface adaptée au Nil. Ces résultats sont très intéressants car il démontrent que dans un contexte extrêmement différent du contexte Néerlandais, les facteurs de sort de van Zelm & al. [20] restent tout de même dans les mêmes ordres de grandeur que ceux obtenus avec un modèle hydrogéologique spécifique au contexte local. Ceci va à l'encontre de la principale critique faite au modèle de van Zelm & al. [20] selon

laquelle ce modèle développé pour un contexte néerlandais ne serait pas utilisable dans un autre contexte que celui pour lequel il a été développé.

Pour ce système, le facteur de sort de Pfister & al. [19] est très petit puisque pour 1 m^3 d'eau consommé, le temps requis pour que les précipitations compensent la consommation est généralement beaucoup plus court lorsqu'une grande surface est considérée puisque le volume d'eau de précipitation est très élevé et proportionnel à la surface. Ce facteur aurait été encore plus petit en utilisant la résolution native du modèle de Pfister & al. [19] de $0,5^\circ \times 0,5^\circ$.

Dans un deuxième temps, une comparaison entre les facteurs de sort eau-souterraine/rivière obtenus par la simulation et ceux qui seraient donnés par les méthodes de référence est également réalisée. Les facteurs de sort d'Hanafiah & al. [18] sont de un pour une extraction de surface et aucun facteur n'est proposé pour une extraction souterraine, ce qui revient à considérer un facteur de zéro. Le point majeur à noter est que le facteur de sort eau-souterraine/rivière simulé par COMSOL est non négligeable. Grosso modo le cinquième de ce qui est prélevé en eau souterraine va priver les écosystèmes aquatiques et pourrait être caractérisé selon la méthode de Hanafiah & al. [18] de manière similaire à une consommation de surface équivalente. Cette simulation illustre qu'il serait important de calculer des facteurs de sorts eau-souterraine/rivière dans certains cas du moins. Il convient aussi de s'interroger sur la pertinence de négliger le cas inverse; c'est-à-dire le calcul d'un facteur de sort eau de surface/sol qui représenterait la variation de hauteur de nappe phréatique suivant une consommation de surface, ce qui est le mécanisme implicitement considéré par Pfister & al. [19] pour une consommation d'eau de surface comme étant égal ici encore à 1 m^3 manquant / m^3 consommé et que ce dernier modèle surestime très probablement.

4.3 Facteur d'effet

4.3.1 Structure du facteur d'effet

Il y a quatre méthodes de type consommation avec leurs modèles d'effet respectifs. Or, il y a seulement trois types d'écosystèmes qui sont influencés par le manque d'eau. Le modèle d'effet de Hanafiah & al. [18] relie l'indicateur de stress environnemental qui est le débit d'eau à l'embouchure des rivières à l'indicateur de dommage caractérisant la perte de biodiversité d'un écosystème aquatique. Le modèle de Verones & al. [22] relie l'indicateur de stress

environnemental qui est la variation d'infiltration vers le marais à un indicateur de dommage caractérisant la perte de biodiversité d'un écosystème de marais. Ces deux méthodes sont complémentaires et couvrent des chaînes de cause à effet indépendantes.

Les méthodes de Pfister & al. [19] et celle de Van Zelm & al. [20] n'utilisent pas le même indicateur de stress environnemental ni le même modèle de caractérisation mais elles quantifient toutes les deux un dommage sur la santé des écosystèmes terrestres suivant une diminution de la disponibilité de l'eau dans l'environnement. Il n'est pas nécessaire d'avoir deux modèles calculant des facteurs d'effet pour le même type d'écosystème et il convient de déterminer dans quelle mesure l'un est avantageux par rapport à l'autre.

Le modèle d'effet de Pfister & al. [19] considère un indice qui donne la vulnérabilité des espèces de plantes vasculaires lié à la production primaire nette relié à un manque d'eau. Quant au modèle d'effet de Van Zelm & al. [20], il évalue la variation d'humidité du sol suite à une variation de hauteur de nappe phréatique. Cette variation d'humidité est reliée à une variation de la probabilité d'occurrence d'espèces de plantes vasculaires. La structure de la méthode de Van Zelm & al. [20] est plus près de la chaîne de cause à effet réelle. Elle est plus directe et adaptée aux particularités du terrain et des espèces présentes dans cette région spécifique tandis que la méthode de Pfister & al. [19] donne des facteurs d'effet globaux.

4.3.2 Cas Néerlandais pour les facteurs d'effet terrestres

Le tableau 4-4 présente les facteurs d'effet des deux méthodes traitant la chaîne de cause à effet pour les espèces terrestres pour les Pays-Bas. Le facteur d'effet de Pfister & al. [19] est une valeur unique qui ne dépend pas de la profondeur. Ce résultat est difficilement comparable à ce qui est obtenu pour les facteurs d'effet de Van Zelm & al. [20] qui varient en fonction de la profondeur. Dans ce contexte particulier, la méthode de Pfister & al. [19] donne un résultat très différent et au moins neuf ordres de grandeurs plus élevé que celle de Van Zelm & al. [20] Ainsi, le modèle d'effet de Van Zelm & al. [20] est basé sur une description fidèle du processus qui relie la présence d'espèces de plantes en particulier à son environnement via l'humidité du sol à l'instar de Pfister & al. [19] qui utilise le proxy de NPP qui est une approche plus générale. En bref, les mécanismes utilisés par les deux méthodes sont très différents

Tableau 4-4 : Facteurs d'effet sur les écosystèmes terrestres pour le cas Néerlandais

Méthodes	Valeur du facteur d'effet	Unité
Pfister & al.	$4,66 \times 10^8$	(PDF/m) Fraction d'espèces potentiellement disparues/ mètre équivalent de hauteur d'eau
Van Zelm & al.	3,58 à 1,98 m profondeur : 0,24 1,98 à 1,25 m profondeur : 0,92 1,25 à -0,83 m profondeur : -0,23 -0,83 à 0 m profondeur : -0,85	(PNOF/m) Probabilité de non occurrence des espèces/ mètre d'abaissement de nappe

4.4 Dommages

4.4.1 Indicateurs de dommages

Des quatre méthodes de type consommation, seulement la méthode de Hanafiah & al. [18] comporte des unités non compatibles avec les autres méthodes au niveau du compartiment environnemental de référence où les espèces sont affectées. En effet, celle-ci est basée sur un compartiment exprimé en volume d'eau de bassin versant alors que les autres méthodes ont des indicateurs basés sur une surface de sol (Pfister & al. [19] et Van Zelm & al.[20]) ou sur une surface de marais (Verones & al. [22]).

Cette constatation implique la transformation des unités de la méthode de Hanafiah & al. [18] dans une mesure d'équivalence entre le volume et la surface en utilisant une profondeur moyenne des cours d'eau dans l'éventualité de l'addition de tous les indicateurs de dommage.

L'autre différence est que les espèces de référence ne sont pas les mêmes pour les différentes méthodes. Le modèle de Hanafiah & al. [18] considère seulement une fraction d'espèces de poissons potentiellement disparues. Celui de Pfister & al. [19] considère une fraction de plantes vasculaires potentiellement disparues. Quant au modèle de Van Zelm & al.[20], il prend en

compte la probabilité de non occurrence d'espèces de plantes. Enfin, le modèle de Verones & al.[22] considère des espèces de plantes que l'on trouve dans les marais.

En supposant que toutes ces fractions soient représentatives de la qualité de l'écosystème qu'ils caractérisent, il pourrait être possible de les additionner de façon plus cohérente. Mais est-ce pertinent d'additionner des fractions d'espèces de différents écosystèmes?

4.4.2 Facteurs de caractérisation terrestres pour le contexte Néerlandais

Le tableau 4-5 présente les facteurs de caractérisation des deux méthodes traitant la chaîne de cause à effet pour les espèces terrestres pour les Pays-Bas. Ces résultats indiquent que le facteur de caractérisation est au moins 7,7 fois plus élevé pour la méthode de Pfister & al. [19] dans ce cas. Puisque la méthode de Van Zelm & al. [20] est plus près de la chaîne de cause à effet réelle et que ces résultats viennent directement de son domaine d'application, il est possible de penser que la méthode de Pfister & al. [19] pourrait avoir tendance soit à exagérer les impacts sur les écosystèmes terrestres d'une extraction d'eau souterraine - étant donné d'une part un facteur de sort surestimé en considérant que 100% de l'eau prélevée manque aux écosystèmes terrestres, d'autre part un facteur d'effet beaucoup plus élevé le celui proposé par van Zelm & al. [20] – soit à sous-estimer les impacts en considérant que l'ensemble des précipitations à l'échelle d'une cellule de $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ peut compenser un prélèvement d'eau local. Les deux tendances peuvent se compenser l'une l'autre mais il s'agit alors d'un pur hasard et l'approche proposée n'est pas pertinente par rapport aux mécanismes environnementaux impliqués.

Tableau 4-5 : Facteurs de caractérisation sur les écosystèmes terrestres pour le cas Néerlandais

Méthodes	Valeur du facteur de caractérisation	Unité
Pfister & al.	0,191	PDF.m ² .année/m ³ Fraction d'espèces potentiellement disparues pour une surface de territoire pour une année/volume d'eau extrait
Van Zelm & al.	-1,1x10 ⁻⁵ à 0,02484	(PNOF.m ² .année/m ³) Probabilité de non occurrence des espèces pour une surface de territoire pour une année/ volume d'eau souterraine consommée

CHAPITRE 5 : Conclusion

En considérant l'analyse critique effectuée dans les chapitres précédents dont les aspects principaux sont relevés ci-dessous, il est possible d'affirmer qu'on ne peut pas utiliser de façon complémentaire et cohérente les méthodes existantes reliant l'utilisation de l'eau à l'aire de protection de la santé des écosystèmes.

Il a été montré en premier lieu que l'utilisation conjointe des méthodes de Hanafiah & al. [18] et Pfister & al. [19] reviendrait à dire que l'extraction d'un volume de 1 m³ d'eau de surface priverait à la fois les écosystèmes terrestres et aquatiques de 1 m³ d'eau, ce qui utilisé conjointement devient parfaitement incohérent. Également, il a été souligné que les méthodes de Pfister & al. [19] et celle de Van Zelm & al. [20] sont redondantes en ce qui concerne l'impact sur l'écosystème terrestre suite à une extraction souterraine. Aussi, la méthode de Van Zelm & al. [20] ne traite pas de l'impact d'un prélèvement de surface sur le niveau des nappes. De plus, aucune des méthodes considérées ne traite de l'impact d'une extraction souterraine sur les écosystèmes aquatiques. Pour finaliser l'analyse au niveau des voies d'impact, aucune méthode traitant la chaîne de cause à effet relié à l'impact de la salinisation des terres suite à des extractions souterraines ou de surface n'a été développée jusqu'à maintenant.

Une hypothèse discutable a également été mis en évidence pour la plupart des modèles de type consommation puisqu'on considère qu'un type de consommation donné influence une seule portion du bilan hydrologique reliée à une portion de la chaîne de cause à effet sans considérer l'interaction entre les eaux de surface et les eaux souterraines. En résumé, aucun des modèles hydrologiques utilisé ne permet de donner tous les paramètres de sorties adéquats (stresseurs environnementaux) selon les différents types de prélèvement considérés.

Les deux études de cas ont permis de mettre en lumière quelques points intéressants au niveau du facteur de sort eau-souterraine/sol. La méthode de Pfister & al.[19], de par ses hypothèses simplificatrices donne un résultat très variable en fonction de l'aire de territoire utilisée, ce qui amène une interrogation quant à sa pertinence. Comme évoqué par les résultats de la simulation du Nil, il semble plus pertinent d'utiliser les facteurs de sort d'une méthode plus précise comme celle de Van Zelm & al. [20] hors de son contexte que ceux d'une méthode plus générale comme

celle de Pfister & al. [19] Ou, mieux encore, de déterminer des facteurs de sort en suivant une méthodologie similaire adaptée au contexte local. Aussi, l'étude de cas du Nil fait ressortir la nécessité de ne pas négliger un facteur de sort eau-souterraine/rivière car l'impact d'une extraction souterraine sur les écosystèmes aquatiques est non négligeable dans un tel cas de figure où il devrait être très faible à comparer à des systèmes hydrogéologiques dont l'aquifère alimente continuellement la rivière.

L'analyse des structures des facteurs d'effet permet de mettre en lumière la complémentarité des facteurs d'effet de Hanafiah & al. [18] et Verones & al. [22] respectivement pour les impacts sur les écosystèmes aquatiques et de marais. Quoique complémentaires avec ces dernières, les méthodes de Pfister & al. [19] et Van Zelm & al. [20] sont redondantes entre elles pour évaluer les facteurs d'effet sur les écosystèmes terrestres. Ces méthodes font appel à des mécanismes différents et donnent des valeurs ayant un ordre de grandeur très différent également. , La chaîne de cause à effet utilisée par Van Zelm & al. [20] se rapproche davantage de la réalité et semble donc plus appropriée. Finalement, les indicateurs de dommage ne sont pas compatibles et ne peuvent être additionnés puisqu'ils ne représentent pas des mécanismes modélisés de manière cohérente et n'ont pas du tout la même signification physique. Par ailleurs avant de pouvoir envisager d'agréger des impacts sur les écosystèmes aquatiques, de marais et terrestres, il faudrait harmoniser leurs unités en tenant compte d'une profondeur moyenne pour les cours d'eau et les marais.

Pour finir, suite à l'analyse détaillée de toutes les méthodes, il est important de mentionner qu'elles n'ont pas été conçues pour être appliquées de manière combinée même si chacune apporte des développements méthodologiques intéressants. Ainsi, d'appliquer les méthodes de Van Zelm & al. [20] et Verones & al. [22] hors de leur contexte respectif, qui sont les Pays-Bas et le Pérou, n'est pas nécessairement facile ou souhaitable. La résolution utilisée par la méthode de Van Zelm & al. [20] fait en sorte qu'un intervalle de valeur est disponible et qu'il est difficile de sélectionner une valeur en particulier pour une application hors de son contexte pour une résolution plus grande tandis que la méthode de Verones & al. [22], a été développée un contexte hydrogéologique très particulier dont les résultats risqueraient d'être peu pertinents et peu fiables hors de leur contexte Les méthodes globales de Hanafiah & al. [18] et Pfister & al. [19] quant à elles ne sont tout simplement pas applicables de façon combinée. Leurs résultats individuels

peuvent néanmoins apporter un degré d'information malgré leurs particularités structurelles respectives identifiées précédemment.

CHAPITRE 6 : Recommandations

En prenant acte des résultats issus des analyses dans le cadre de cette maîtrise, il est possible de soumettre une série de recommandations visant à proposer une approche stratégique dans l'intention de construire une méthode unificatrice à partir des méthodes existantes. La figure 5-1 permet de présenter à partir des indicateurs d'inventaire jusqu'à un indicateur de dommage unique agrégé les liens nécessaires afin d'en venir à cet objectif. Les prochaines lignes présentent de manière organisée une liste de recommandations pour ce faire.

Général

- La chaîne de cause à effet caractérisant l'utilisation de l'eau menant à une augmentation de la salinité des terres, des aquifères et des plans d'eau douce en zone côtière doit être définie à partir de l'inventaire jusqu'à des indicateurs de stress environnementaux appropriés relativement aux différents types d'écosystème. Il s'agit par la suite de développer des modèles caractérisant l'effet pour chacun des écosystèmes impactés par cette voie d'impact.
- Une utilisation de type dégradation qui n'est pas incluse dans les autres catégories d'impact est l'utilisation d'eau pour le refroidissement occasionnant de la pollution thermique. Une analyse comparative avec les autres catégories d'impact quantifiant l'utilisation ayant pour conséquence sa dégradation doit être réalisée afin de déterminer si une catégorie d'impact indépendante devrait être créée.
- Une recherche approfondie de l'impact de l'utilisation de l'eau reliée à la construction des barrages, qui n'a pas été faite dans cet ouvrage, devrait être réalisée afin de caractériser les diverses voies d'impacts de ce type d'utilisation en suivant cette chaîne de cause à effet. Il s'agit de couvrir à la fois l'impact sur les écosystèmes terrestres et aquatiques lors de la construction et également dans le contexte de la modification permanente du bilan hydrique local d'un cours d'eau.

Inventaire

- Il faut en tout temps différencier une utilisation selon le type : consommation ou dégradation.

- Pour une utilisation de type consommation, il faut différencier une extraction de surface et une extraction souterraine et la quantifier en terme de différence de volume extrait et de volume rejeté.
- Le lieu de l'extraction et de rejet de l'eau utilisé doit être spécifié et intégré à un bilan hydrologique local comme il influence la dynamique d'écoulement de l'eau dans un bassin versant.

Sort

- Considérer les liens indiqués en pointillé sur la figure 5-1 dans le cas où il serait pertinent de le faire selon leur contexte local. À titre d'exemple, il est possible que dans certains bassins versants, il n'y a pas de marais et donc que l'impact est tout simplement nul pour ce type d'écosystème.
- Considérer tous les liens développés par les méthodes existantes comme il est exposé dans la figure 5-1 dans les cas où ils ne sont pas négligeables dans leur contexte local.
- Afin de considérer tous les liens entre les indicateurs d'inventaire et de stress environnemental, cela implique de développer des capacités de modélisation hydrologique selon le contexte spatial et temporel permettant de donner les indicateurs de stress environnemental en sortie pour permettre le calcul des facteurs de sort. Cela implique de déterminer la résolution pertinente et de déterminer si l'effet des saisons est un facteur d'importance sur le résultat de facteurs de sort. Aussi, il incombe d'évaluer la disponibilité des données de terrain et des modèles hydrologiques globaux existants dans l'optique de leur capacités respectives.
- Il incombe de développer des facteurs de sort régionaux pour les méthodes de Van Zelm & al. [20] et Verones & al. [22].
- Les stressseurs environnementaux identifiés sont la modification de débit de rivière (écosystèmes aquatiques), le changement de hauteur d'aquifère (écosystèmes terrestres), la modification d'infiltration d'eau vers les marais (écosystèmes de marais).
- Évaluer la possibilité d'utiliser un stresseur environnemental de volume de rivière plutôt que de débit de rivière pour les écosystèmes aquatiques. Cela signifierait de modifier la méthode de Hanafiah & al. [18] (en terme d'effet) mais permettrait de développer une approche matricielle telle que fait dans les travaux de Rosembaum & al. [33] pour les

impacts toxiques en remplaçant par analogie les masses de contaminants émis en présents dans des compartiments par des volumes d'eau prélevé et manquants dans des compartiments.

Effet

- Utiliser la structure du modèle Van Zelm & al. [20] pour la caractérisation de l'effet sur les écosystèmes terrestres par un manque d'eau. Cela implique le développement de facteurs d'effets dans d'autres contextes que celui des Pays-Bas et donc d'évaluer les données de terrain requises et disponibles pour réaliser cette tâche.
- Utiliser la structure du modèle de Verones & al. [22] pour la caractérisation de l'effet sur les écosystèmes de marais occasionné par un manque d'eau. Cela implique le développement de facteurs d'effets dans d'autres contextes que celui du Pérou et donc d'évaluer les données de terrain requises et disponibles pour réaliser cette tâche.
- Utiliser la structure du modèle de Hanafiah & al. [18] pour la caractérisation de l'effet sur les écosystèmes aquatiques occasionné par un manque d'eau. Évaluer la possibilité d'utiliser le modèle à l'aide de volume plutôt que de débit.

Dommmages

- Évaluer la pertinence de faire l'addition de fractions d'espèces de différents écosystèmes ayant une représentativité variable selon les méthodes au point de vie des espèces et des phyla.
- Évaluer de la pertinence d'utiliser une hauteur équivalente pour rendre le compartiment aquatique qui est exprimé en volume concordant avec les autres indicateurs (terrestre et marais) qui sont exprimés en surface.

Bien entendu, il est important de noter que la faisabilité de toutes ces recommandations reste limitée par des facteurs non évalués telle la disponibilité de données hydrogéologiques par exemple ou autres aspects comportant de la recherche en soit. Cependant, le succès de réaliser certaines de ces recommandations – voire l'exploration d'idées qui sont soulevées ci-dessus augmenterait le niveau de connaissance, les capacités de modélisation et la quatisation des d'impacts reliés de l'utilisation de l'eau sur la santé des écosystèmes.

CHAPITRE 7 : Bibliographie

- [1] P. H. Gleisk, "Basic Water Requirements for Human Activities: Meeting Basic Needs," *Water International*, vol. 21, 83-92, 1996.
- [2] FAOSTAT. (2012, Retrieved 2013/02/05). *Environmental Indicators, Modelling and Outlook*. Available: <http://faostat.fao.org/>
- [3] UNEP. (2008, Retrieved 2013/02/05). *An Overview of the State of the World's Freshland Marine Waters - 2nd edition*. Available: <http://www.unep.org/>
- [4] (2005, Retrieved 2013/02/05). *Millenium Ecosystem Assessment: Ecosystem and Human Well-Being: Wetland and Water*. Available: <http://www.millenniumassessment.org/en/index.html>
- [5] (2001, Retrieved 2013/02/11). *World Bank, What is Sustainable Development*. Available: <http://www.worldbank.org/depweb/english/sd.html>
- [6] D. K. Todd and L. W. Mays, *Groundwater Hydrology, 3rd edition*. Hokoben, NJ: John Wiley & sons, inc., 2005.
- [7] T. D. Potter and B. R. Colman, "Handbook of Weather, Climate, and Water - Atmospheric Chemistry, Hydrology, and Societal Impacts," ed: John Wiley & Sons.
- [8] D. M. Gray and J. M. Wigham, "Étude générale du ruissellement et de la précipitation," *Manuel des principes d'hydrologie*, 1972.
- [9] O. Jolliet, M. Saadé, P. Crettaz, and S. Shaked, *Analyse du Cycle de Vie, Comprendre et réaliser un écobilan*. Lausanne: Presses polytechniques et universitaires romandes, 2010.
- [10] (2013, August 21st). *Ecoinvent*. Available: <http://www.ecoinvent.ch/>
- [11] (2013, August 21st). *Gabi Databases*. Available: <http://www.gabi-software.com/databases/>
- [12] ISO, "14046 Environmental Management - Water Footprint - Principles Requirements and Guidelines (draft version)," ed, 2013.
- [13] J.-b. Bayart, C. Bulle, L. Deschênes, M. Margni, S. Pfister, F. Vince, and A. Koehler, "A framework for assessing off-stream freshwater use in LCA," *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 15, pp. 439-453, 2010.
- [14] (2013, August 22nd). *WULCA*. Available: <http://wulca-waterlca.com/#P9>
- [15] A. Kounina, M. Margni, J.-b. Bayart, A.-m. Boulay, M. Berger, C. Bulle, R. Frischknecht, A. Koehler, L. Milà I Canals, M. Motoshita, M. Núñez, G. Peters, S. Pfister, B. Ridoutt, R. van Zelm, F. Verones, and S. Humbert, "Review of methods addressing freshwater use in life cycle inventory and impact assessment," *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 18, pp. 707-721, 2013.
- [16] M. Z. Hauschild, M. Goedkoop, J. B. Guinee, R. Heijungs, O. Jolliet, M. Margni, and A. De Schryver, "ILCD Handbook: General Guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance," 2010.
- [17] A.-m. Boulay, "Water use impact assessment methods (Part A): Evaluation of modeling choices based on a quantitative comparison of scarcity and human health indicators " *Submitted in: International Journal of Life Cycle Assessment*, 2013.
- [18] M. M. Hanafiah, M. A. Xenopoulos, S. Pfister, R. S. E. W. Leuven, and M. A. J. Huijbregts, "Characterization factors for water consumption and greenhouse gas

- emissions based on freshwater fish species extinction," *Environmental Science and Technology*, vol. 45, pp. 5272-5278, 2011.
- [19] S. Pfister, A. Koehler, and S. Hellweg, "Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA," *Environmental Science and Technology*, vol. 43, pp. 4098-4104, 2009.
- [20] R. V. Zelm, A. M. Schipper, M. Rombouts, J. Snepvangers, and M. A. J. Huijbregts, "Implementing groundwater extraction in life cycle impact assessment: Characterization factors based on plant species richness for the Netherlands," *Environmental Science and Technology*, vol. 45, pp. 629-635, 2011.
- [21] F. Verones, M. M. Hanafiah, S. Pfister, M. A. J. Huijbregts, G. J. Pelletier, and A. Koehler, "Characterization factors for thermal pollution in freshwater aquatic environments," *Environmental Science and Technology*, vol. 44, pp. 9364-9369, 2010.
- [22] F. Verones, K. Bartl, S. Pfister, R. Jiménez Vélchez, and S. Hellweg, "Modeling the Local Biodiversity Impacts of Agricultural Water Use: Case Study of a Wetland in the Coastal Arid Area of Peru," *Environmental Science & Technology*, vol. 46, pp. 4966-4974, 2012/05/01 2012.
- [23] R. Maendly and S. Humbert, "Empirical characterization model and factors assessing aquatic biodiversity damages of hydropower water use " *Submitted in: International Journal of Life Cycle Assessment*, 2012.
- [24] J. Alcamo, P. Döll, T. Henrichs, F. Kaspar, B. Lehner, T. RÖSch, and S. Siebert, "Development and testing of the WaterGAP 2 global model of water use and availability," *Hydrological Sciences Journal*, vol. 48, pp. 317-337, 2003/06/01 2003.
- [25] M. A. Xenopoulos and D. M. Lodge, "Going with the flow: using species-discharge relationships to forecast losses in fish biodiversity," *Ecology*, vol. 87, pp. 1907-1907, 2006.
- [26] R. R. Nemani, C. D. Keeling, H. Hashimoto, W. M. Jolly, and et al., "Climate-driven increases in global terrestrial net primary production from 1982 to 1999," *Science*, vol. 300, pp. 1560-3, 2003.
- [27] J. J. C. Snepvangers, A. Veldhuizen, G. Prinsen, and J. Delsman. (2008). *National Hydrological Instrument - NHI Main Model Report*. Available: <http://www.nhi.nu/referenties.html>
- [28] A. P. Schaffers and K. V. Sýkora, "Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements," *Journal of Vegetation Science*, vol. 11, pp. 225-244, 2000.
- [29] A. P. Schaffers and V. P. Sykora, "Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements.," *Journal of Vegetation Science*, vol. 11-225-244, 2000.
- [30] J. I. Jones, W. Li, and S. C. Maberly, "Area, altitude and aquatic plant diversity," *Ecography*, vol. 26, pp. 411-420, 2003.
- [31] G. Pelleter, S. Chapra, and H. Tao, "A framework for modeling water in streams and rivers using a genetic algorithm for calibration," *Environmental Modelling and Software*, vol. 21(3), 419-425, 2006.
- [32] J. Payet, "Assessing Toxic Impacts on Aquatic Ecosystems in Life Cycle Assessment (LCA)," *Sciences et Ingénierie de l'Environnement, École Polytechnique de Lausanne, Suisse*, 2004.

- [33] R. Rosenbaum, M. Margni, and O. Jolliet, "A flexible matrix framework for the multimedia multipathway modeling emission to impacts," *Environment International*, vol. 33, pp. 624-634, 2007.
- [34] (2014). *COMSOL inc.* Available: <http://www.comsol.com/>
- [35] O. A. E. Abdalla, "Groundwater discharge mechanism in semi-arid regions and the role of evapotranspiration," *Hydrological Processes*, vol. 22, pp. 2993-3009, 2008.
- [36] J. J. C. Snepvangers, A. Veldhuizen, G. Prinsen, and J. Delsman. (2008). *National Hydrologisch Instrumentation, Modelraportage (in dutch)*. Available: <http://www.nhi.nu/referenties.html>

CHAPITRE 8 : Annexes

Annexe 1 : Équations de Dupuit pour l'écoulement dans une nappe libre et l'écoulement radial autour d'un puits de pompage

L'équation de Dupuit (équation 8-1) qualifie la variation de hauteur piézométrique pour un aquifère à nappe libre. Elle repose sur deux hypothèses : il faut que l'écoulement soit horizontal et uniforme et que le flux hydraulique soit proportionnel à la tangente de la pente de la surface libre. Cette forme indique un profil parabolique de hauteur d'eau entre le point haut et bas comme l'épaisseur d'aquifère est aussi égale à son niveau piézométrique [6].

Équation 8-1: Loi de Dupuit pour l'écoulement souterrain dans une nappe libre

$$G = \frac{K \cdot l}{2x} (h_0^2 - h^2)$$

G = débit (*volume par unité de temps*)

K = conductivité hydraulique (*longueur par unité de temps*)

l = largeur d'aquifère (*longueur*)

x = distance d'écoulement à partir du point haut (*longueur*)

h₀ = hauteur piézométrique du point haut (*longueur*)

h = hauteur piézométrique à la distance x (*longueur*)

L'équation caractérisant l'écoulement radial autour d'un puits faisant l'extraction d'un débit d'eau en nappe libre déterminée à partir de l'équation de Darcy est déduite d'après les hypothèses de Dupuit (voir équation 8-2). La variation de hauteur piézométrique autour du puits permet de calculer le rabattement (différence de hauteur entre l'état initial et l'état suivant l'extraction) en fonction de la distance du puits de pompage et son rayon d'influence (distance où il n'y a plus de rabattement) [6].

Équation 8-2: Écoulement radial autour d'un puits de pompage d'un aquifère à nappe libre

$$q_{out} = \pi \cdot K \cdot \frac{h_0^2 - h_w^2}{\ln(r_0/r_w)}$$

q_{out} = débit d'extraction (*volume par unité de temps*)

K = conductivité hydraulique (*longueur par unité de temps*)

h₀ = hauteur piézométrique initiale ou au rayon d'influence (*longueur*)

h_w = hauteur piézométrique au puits de pompage (*longueur*)

r₀ = rayon d'influence (*longueur*)

$r_w = \text{rayon du puits de pompage (longueur)}$

Annexe 2: Définition des modèles hydrologiques globaux

This section is elaborated in order to expose how the different aspects structuring the water balance of each model is considered. It is firstly important to notice that the approaches are somewhat different between the models. Hanafiah & al. [18] used the river flow simulated from the global hydrologic model WaterGap 2 [24] as input for their model. Van Zelm & al. [20] also used an hydrologic model. However, the National Hydrologic model (NHI) [27], [36] is local and strictly simulates flow patterns in the Netherlands. The output used by Van Zelm's model from NHI is the change of groundwater depth following simulations of water withdrawal from underground. In the other hand, Pfister & al. [19] strictly used precipitation values as input in its model; the same values as WaterGap2 uses for performing its calculations.

Adding the fact that the output used from the models are different, they are built under different cell size resolutions (0.5° latitude x 0.5° longitude for WaterGap2 versus 250m x 250m for NHI which represents an area ratio of 50000:1). They also hold different capabilities. For instance, WaterGap2 cannot simulate water table depth changes. Furthermore, they are not built the same way. WaterGap2 is divided into two stand-alone models which share information: The Global Hydrology Model (water availability) and The Global Water Use Module (water withdrawals). It holds a philosophy of giving water movement's tendencies on earth as per actual global picture. NHI is a model which holds a more precise and complete objective of simulating all water movements in a specific location. It is built with different modules having specific roles that communicate information between each other: the distribution module (DM) for national surface water, the MOZART module for regional surface water, the metaSWAP which synthetizes SWAP's results for the unsaturated zone simulations and the MODFLOW modules for the saturated zone (groundwater).

A completely different approach was devised by Verones & al. [22] in its work on wetland ecosystems as they opted for a local self-constructed water balance using local gathered data and equations from literature to determine water flows between compartments. The method quantifying the impacts resulting from emission of heat in water also elaborated by Verones &

al. [21] is not analyzed here since more than a water balance is required so its context is different. Finally, Maendly & Humbert [23] did not directly use a model or make a water balance as empirical correlations were developed in order to link directly inventory to damages, it is therefore also excluded of this analysis.

No matter those different approaches, the intent of this section is to expose how each aspect of the water balance is performed for each model in order to identify more precisely what are the differences

In order to understand table 8-1, it is important to highlight the difference between what is defined as the water balance and the fate model. The first consists in the modeling of water flows between earth's compartments and the latter is a LCA model which uses the water balance to retrieve a stressor which indicates the magnitude of equilibrium change following an intervention on the environment.

Annexe 3 : Tableau comparatif des bilans hydrologiques des méthodes

Tableau 8-1 : Water balance fluxes for each model

	ASPECTS VERIFIED	Pfister & al. [19]	Hannafiah & al. [18]	Van Zelm & al. [20]	Verones & al. [22]
1	Precipitation A	<ul style="list-style-type: none"> -Mean annual precipitations (values from WaterGap2) -Calculated from monthly data (year 1901 to 2009) -0.5 x 0.5° spatial resolution <p>-Characterization model use this data.</p>	<ul style="list-style-type: none"> -WaterGap2 uses mean annual precipitations -Calculated from monthly data (year 1901 to 2009) -0.5 x 0.5° spatial resolution. 	<ul style="list-style-type: none"> -NHI uses mean annual precipitations -Calculated from daily data (year 1971 to 2009) -250 x 250m cells resolution. 	<ul style="list-style-type: none"> -Local water balance uses mean annual precipitation fallen on the specific region of the study. -40-year average taken from data of different measuring station and GIS data set.
2	Surface Water Extraction : Domestic B	<ul style="list-style-type: none"> -Not considered in the hydrologic model. - Surface water withdrawal is considered in the characterization model. It is assumed to be equivalent to water availability reduction for terrestrial ecosystems with a ratio 1:1. 	<ul style="list-style-type: none"> -WaterGap2 model evaluate country-wise consumptions and include it to water balance in order to establish equilibrium. -It is modeled using two sets of equation defining domestic structural and technological changes. -Water extractions are allocated to surface and can be reported to subsequent month if higher than available water in cell. - Surface water consumptions are considered in the characterization model. It is assumed to be equivalent to water availability reduction for aquatic ecosystems with a ratio 1:1. 	<ul style="list-style-type: none"> -In NHI, extraction rates are established with survey data which dictates allocation rates (between groundwater and surface water). -Surface water extractions are established for 130 districts in the Netherlands. -Surface water uses are not considered in the characterization model. 	<ul style="list-style-type: none"> -The local water balance estimates water uses from government data (Peru) in the specific region of the study. -The estimation includes water uses for livestock, domestic, industrial and mining purposes. -The characterization model is not devised to consider surface water uses.
3	Groundwater Water Extraction: Domestic E	<ul style="list-style-type: none"> -Not considered in the hydrologic model. - Groundwater withdrawal is considered in the characterization model. It is assumed to be equivalent to water availability reduction for terrestrial ecosystems with a ratio 1:1. 	<ul style="list-style-type: none"> -Not considered in the hydrologic model. -Not considered in the characterization model. 	<ul style="list-style-type: none"> -In NHI, groundwater extractions are evaluated in year 2000 from 872 major wells to establish steady-state groundwater level balance. -Groundwater extractions are considered in the characterization model. The water depth change is calculated from groundwater uses for specific cells. 	<ul style="list-style-type: none"> -The local water balance estimates water uses from government data (Peru) in the specific region of the study. -The estimation includes water uses for livestock, domestic, industrial and mining purposes. -The characterization model is not devised to consider surface water uses.
4	Surface Water	<ul style="list-style-type: none"> -Not considered in the hydrologic model. 	<ul style="list-style-type: none"> -WaterGap2 model evaluate country-wise 	<ul style="list-style-type: none"> -In NHI, extraction rates are established with 	<ul style="list-style-type: none"> -The local water balance estimates water uses

	ASPECTS VERIFIED	Pfister & al. [19]	Hannafiah & al. [18]	Van Zelm & al. [20]	Verones & al. [22]
	Extraction : Industrial C	- Surface water withdrawal is considered in the characterization model. It is assumed to be equivalent to water availability reduction for terrestrial ecosystems with a ratio 1:1.	consumptions and include it to water balance in order to establish equilibrium. -It is modeled using two sets of equation defining industrial structural and technological changes. - Water extractions are allocated to surface and can be reported to subsequent month if higher than available water in cell. - Surface water consumptions are considered in the characterization model. It is assumed to be equivalent to water availability reduction for aquatic ecosystems with a ratio 1:1.	survey data which dictates allocation rates (between groundwater and surface water). -Surface water extractions are established for 130 districts in the Netherlands. -Surface water uses are not considered in the characterization model.	from government data (Peru) in the specific region of the study. -The estimation includes water uses for livestock, domestic, industrial and mining purposes. -The characterization model is not devised to consider surface water uses.
5	Groundwater Water Extraction : Industrial F	-Not considered in the hydrologic model. - Groundwater withdrawal is considered in the characterization model. It is assumed to be equivalent to water availability reduction for terrestrial ecosystems with a ratio 1:1.	-Not considered in the hydrologic model. -Not considered in the characterization model.	-In NHI, groundwater extractions are evaluated in year 2000 from 872 major wells to establish steady-state groundwater level balance. -Groundwater extractions are considered in the characterization model. The water depth change is calculated from groundwater uses for specific cells.	-The local water balance estimates water uses from government data (Peru) in the specific region of the study. -The estimation includes water uses for livestock, domestic, industrial and mining purposes. -The characterization model is not devised to consider surface water uses.
6	Surface Water Extraction : Agricultural D	-Not considered in the hydrologic model. - Surface water withdrawal is considered in the characterization model. It is assumed to be equivalent to water availability reduction for terrestrial ecosystems with a ratio 1:1.	-In WaterGap2: agricultural extraction is established using the efficiency of water use for agricultural purpose which is country specific. -The gross irrigation requirements are function of efficiency and net irrigation requirements (potential evapotranspiration from crops, see 10 below).	-In NHI, from municipality data, water requirements information for agriculture is established as function of: seasons, crop preference, location of withdrawal and source. -An irrigation map is generated based on crop type, soil type and seepage class. -Surface water uses are not considered in the characterization model.	-The local water balance calculates the agricultural water uses with the actual crop growing pattern in the analyzed region. -In the characterization model, an evaluation of water use change is established depending on whether crops are replaced by others that use different water quantities (scenario change) or if there is addition or removal of agricultural land use compared to the reference year.
7	Ground-water Extraction : Agricultural G	-Not considered in the hydrologic model. - Groundwater withdrawal is however considered in the characterization model. It is assumed to be equivalent to water availability reduction for terrestrial ecosystems with a ratio 1:1.	-Not considered in the hydrologic model. -Not considered in the characterization model.	-In NHI, from municipality data, water requirements information for agriculture is established as function of: seasons, crop preference, location of withdrawal and source. -An irrigation map is generated based on crop type, soil type and seepage class. -Groundwater extractions are considered in the characterization model. The water depth change is calculated from groundwater uses for specific	-A small portion (1%) of agricultural use is taken from underground the same way as explained above in surface water extraction: agricultural.

	ASPECTS VERIFIED	Pfister & al. [19]	Hannafiah & al. [18]	Van Zelm & al. [20]	Verones & al. [22]
				cells.	
8	Evapotranspiration by agricultural crops H	-Not considered in the hydrologic model.	-WaterGap2 calculates potential evapotranspiration from crops with Priestly & Taylor equation. -Crop specific evapotranspiration factors are determined based on growth season, crop patterns and precipitation.	-NHI uses Penman-Monteith equation for potential evapotranspiration calculation. -Other equations are also used which allow the calculation of reference evapotranspiration from which potential evapotranspiration can be calculated using crop specific evapotranspiration factors.	-The FAO Penman-Monteith approach is used. Crop factors, stress factor and reference crop evapotranspiration are multiplied.
9	Evaporation from soil I	-Not considered in the hydrologic model.	-WaterGap2 determines actual evaporation from soil choosing the minimal value between : 1) The difference between potential evapotranspiration from Priestly & Taylor equation and canopy evapotranspiration or 2) The difference between maximum evapotranspiration and canopy evapotranspiration as a function of the water stored in soil root zone and its capacity to contain water.	-NHI calculates evaporation from soil using one of the various reference evapotranspiration equations for wet soils or either an empirical equation or an equation derived from Darcy's law for drier soils.	-It is evaluated using Turc's formula which is function of precipitation and average annual temperature taken from a 10-year measurement at three local meteorological stations.
10	Evaporation from canopy J	-Not considered in the hydrologic model.	-WaterGap2 considers evaporation from canopy using storage water storage capacity and Priestly & Taylor equation.	-NHI calculates evaporation from canopy using an interception equation for precipitation depending if it occurs on trees or crops. It then computes evaporation with one of the various reference evapotranspiration equations.	-This aspect is not considered in the mass balance and is not relevant since there is no forest in the region of the study.
111 & 12	Evaporation from wetland, river and lakes K & L	-Not considered in the hydrologic model.	-WaterGap2 also computes the evaporation from water bodies using Priestley & Taylor equation.	-NHI assumes this aspect to be equal to soil evaporation.	-It is evaluated with Thornthwaite's formula which is function of mean monthly temperature, heat index for the year and monthly day lengths correction value.
13	Runoff from land surface to ocean N	-Not considered in the hydrologic model.	-WaterGap2 considers this parameter doing a mass balance between precipitation and canopy evaporation. The difference represents throughfall. Throughfall is divided into land runoff, subsurface runoff and infiltration into the underground.	-NHI makes a water balance around a pond to determine the runoff in case water accumulation capacity has been surpassed.	-This aspect is not considered in the mass balance and is not relevant since sandy terrain characterizes the studied region.
14	Infiltration from surface to under-Ground R	-Not considered in the hydrologic model.	- WaterGap2 evaluates groundwater recharge using an expression that depends on various terrain parameters (relief, texture, hydrogeologic, etc.)	-NHI divides this value into drainage and infiltration. 4 modeling possibilities are available which are selected according to each case (for example: terrain and surface water interactions)	-Infiltration is calculated according to Turc's formula which is strictly considering precipitation and temperature.

	ASPECTS VERIFIED	Pfister & al. [19]	Hannafiah & al. [18]	Van Zelm & al. [20]	Verones & al. [22]
15	Underground water flow to ocean O	-Not considered in the hydrologic model.	- WaterGap2 considers this parameter: grid cells which are adjacent to ocean have subsurface runoff assigned to flow towards ocean. -See 21 below for baseflow calculation.	-NHI considers vertical flows between 250 x 250m cells: it depends on transmissivity which is a function of soil and layers characteristics. Cells adjacent to ocean flow towards it if water head is adequate.	-Exfiltration from groundwater to the sea is estimated considering a 25m thick aquifer on all coastal area the geophysical properties of a medium grained sand soil.
16	Flow of water from rivers to ocean M	-See 4 above.	-WaterGap2 considers this input if required after having computed the water balance from all connected grid cell for each watershed. -Characterization model stressor indicator.	-NHI simulates water exchanges between districts making a balance between incoming fluxes (precipitation, drainage, flows) and outgoing fluxes (evaporation, discharges, infiltration).	-This amount is the result of the water balance calculation after consideration of all parameters gathered.
17	Ocean water flow to land P	-Not considered in the hydrologic model.	-This aspect is not considered in the model.	-NHI includes salt water concentration data which changes hydraulic heads.	-This aspect is not considered in the model.
18	Soil humidity assessment (vadose zone) Q	-Not considered in the hydrologic model.	-WaterGap2 assesses this value by integrating pedotransfer functions for determining soil content capacity and making a balance between evaporation, throughfall, runoff and precipitation.	-NHI cannot directly evaluate this aspect as it is simulated in SWAP module. SWAP results are transferred to metaSWAP which is the module within NHI but only contains two layers of soil. -The characterization model however uses a regression establishing soil moisture as a function of average groundwater table. It was developed by Schaeffers & Sykora which introduces Ellenberg values related to soil types. -Characterization model stressor indicator.	-This aspect is not considered directly in the mass balance. -Soil humidity on land is not necessary in the method as only the effect on land species is evaluated. -In the characterization model however, a calculation is made to estimate the zones of wetland where terrestrial species (the edge which is highly humid) and the water species exist.
19	Surface water and aquifer interaction S	-Not considered in the hydrologic model.	- WaterGap2 evaluates groundwater recharge using an expression that depends on various terrain parameters (relief, texture, hydrogeologic, etc.) -WaterGap2 calculates the baseflow according to water storage which is influenced by groundwater recharge and baseflow coefficient. -Groundwater recharge from water bodies is not considered.	-NHI considers this value with a relationship between its modules. SWAP first calculates vertical water transfers and data are gathered by metaSWAP. It transfers drainages values which are function of hydraulic conductivity and soil layer to MODFLOW module (underground).	-Seepage from the river is calculated using Philip's formula which is function of sorptivity, hydraulic conductivity and time.
20	Surface water and wetland interactions	-Not considered in the hydrologic model.	-WaterGap2 calculates the baseflow according to water storage which is influenced by groundwater recharge and baseflow coefficient.	- Drainage and infiltration are divided in NHI. Four modeling possibilities are available which are selected according to each case (for example: terrain and surface water interactions)	-Seepage from the river is calculated using Philip's formula which is function of sorptivity, hydraulic conductivity and time.

	ASPECTS VERIFIED	Pfister & al. [19]	Hannafiah & al. [18]	Van Zelm & al. [20]	Verones & al. [22]
	T		-Groundwater recharge from water bodies is not considered.	-NHI considers this value with a relationship between its modules. SWAP first calculates vertical water transfers and data are gathered by metaSWAP. It transfers drainages values which are function of hydraulic conductivity and soil layer to MODFLOW module (underground).	
21	Underground and wetland interactions U	-Not considered in the hydrologic model.	-WaterGap2 calculates the baseflow according to water storage which is influenced by groundwater recharge and baseflow coefficient. -Groundwater recharge from water bodies is not considered.	- Drainage and infiltration are divided in NHI. Four modeling possibilities are available which are selected according to each case (for example: terrain and surface water interactions) -NHI considers this value with a relationship between its modules. SWAP first calculates vertical water transfers and data are gathered by metaSWAP. It transfers drainages values which are function of hydraulic conductivity and soil layer to MODFLOW module (underground).	-This calculation is made by calculating the wetland water storage by subtracting the evapotranspiration to the recharge and using a mass balance between the exchange area. -Characterization model stressor indicator.
22	Adjacent compartment connected to surface water (i.e. other cells) W	-Not considered in the hydrologic model.	-WaterGap2 considers this parameter. Grid cells which are adjacent to lakes have subsurface runoff assigned to flow towards river segments.	-NHI simulates water exchanges between districts making a balance between incoming fluxes (precipitation, drainage, flows) and outgoing fluxes (evaporation, discharges, infiltration).	-This value is considered using a 40-year average flow measurement taken at a local gauging station.
23	Adjacent compartments connected to wetland (i.e. other cells) V	-Not considered in the hydrologic model.	-This aspect is not considered in the model.	-NHI simulates water exchanges between districts making a balance between incoming fluxes (precipitation, drainage, flows) and outgoing fluxes (evaporation, discharges, infiltration).	-This aspect is not applicable for this method.
24	Adjacent systems connected underground (i.e. other cells) X	-Not considered in the hydrologic model.	-This aspect is not considered in the model.	-NHI considers this value with a relationship between its modules. SWAP first calculates vertical water transfers and data are gathered by metaSWAP. It transfers drainages values which are function of hydraulic conductivity and soil layer to MODFLOW module (underground).	-This value is supposed to be the exfiltration from the river upstream the analyzed region.
25	Water	-Not considered in the hydrologic model.	-WaterGap2 already calculates consumption values	-In NHI, groundwater use is returned to surface.	-Groundwater uses (industrial and domestic) are

	ASPECTS VERIFIED	Pfister & al. [19]	Hannafiah & al. [18]	Van Zelm & al. [20]	Verones & al. [22]
	returned to surface: lakes or rivers Y		as explained above. Only net consumption flow is considered	Irrigation water is either evapotranspired, infiltrated or is included to runoff the way it is explained above in corresponding items.	returned to the river. -Agricultural use surplus based on Turc's equation are infiltrated through soil. -Surface water withdrawal are considered consumption in 4 and 6 above.
26	Water returned to underground δ	-Not considered in the hydrologic model.	-This aspect is not considered in the model.	-In NHI, groundwater use is returned to surface. Irrigation water is either evapotranspired, infiltrated or is included to runoff the way it is explained above in corresponding items.	-This aspect is considered indirectly in the model, since surplus infiltration water from agriculture use is considered.
27	Water returned to wetlands Z	-Not considered in the hydrologic model.	-This aspect is not considered in the model.	-This aspect is not considered in the model.	-This aspect is considered indirectly as explained in underground and wetland interactions above.

Annexe 4 : Complément du modèle COMSOL pour la simulation du Nile

Le point primordial à souligner des conclusions des travaux d'Abdalla est que le bilan hydrique dans ce secteur du Nile se résume au fait que la somme de la recharge à partir du Nil et de la limite Nord-Ouest du bassin versant est évapotranspiré par la flore locale pour former un état stationnaire. En effet, dans ce terrain sablonneux, les arbres peuvent avoir des racines allant jusqu'à quarante mètres de profondeur et l'évapotranspiration souterraine est la seule manière d'évacuer l'eau qui s'achemine vers la faille de façon à ce que l'équilibre soit maintenu. En utilisant l'équation 8-3 pour faire le bilan d'eau dans le sous-terrain et en supposant qu'il n'y a pas d'accumulation, il est possible d'illustrer mathématiquement cette analyse comme suit. La présence d'un écoulement en nappe libre caractérise également le système.

Équation 8-3: Bilan hydrologique souterrain pour le Nile Blanc

$$\Delta I + \Delta G - ET_g = \Delta S_g$$

$$I + G = ET_g$$

I = infiltration efficace en provenance de la section Nord-Ouest du bassin versant

G = écoulement souterrain en provenance du Nile

ET_g = Évapotranspiration souterraine

Afin de recréer le modèle et effectuer des simulations d'extraction, l'approche sélectionnée est l'utilisation du logiciel de simulation COMSOL. Celui-ci permet la résolution de systèmes d'équations à l'aide de la procédure par éléments finis. Il comprend un module appelé : Loi de Darcy. Ce module comprend les équations régissant l'écoulement des fluides dans les sols. Les conditions frontières de type écoulement et de type niveau piézométrique permettent de simuler le système à l'étude. La stratégie utilisée permet en premier lieu de recréer le système tel que défini ci-dessus et de fixer les conditions frontières afin qu'il s'apparente le plus possible à la réalité. Par la suite, il s'agit de perturber le système par une condition frontière additionnelle d'extraction et d'observer les changements à l'équilibre du système. Les paramètres observés sont le changement de flux à partir du Nile (variable G dans l'équation 8-3) et la différence moyenne sur la surface du niveau piézométrique. Un puits de pompage a ainsi été introduit au système pour représenter l'extraction souterraine anthropogénique additionnelle.

Ci-dessous sont montrées une série de représentations graphiques et de tableaux permettant d'illustrer le modèle COMSOL utilisé pour faire les simulations. Une version électronique est aussi disponible sur demande. La figure 8-1 montre les dimensions du terrain, c'est-à-dire l'élévation du sol et le niveau imperméable du sous-sol. Le tableau 8-2 qui accompagne la figure 8-1 donne les dimensions exactes des points qui ont permis de tracer le polygone. La figure 7-3 présente le modèle 3D du système complet et la figure 7-3 présente la localisation du puits de pompage. Le tableau 7-3 présente la liste des conditions frontières utilisées pour la convergence du système. La figure 7-4 permet d'apprécier le système une fois les éléments finis établis.

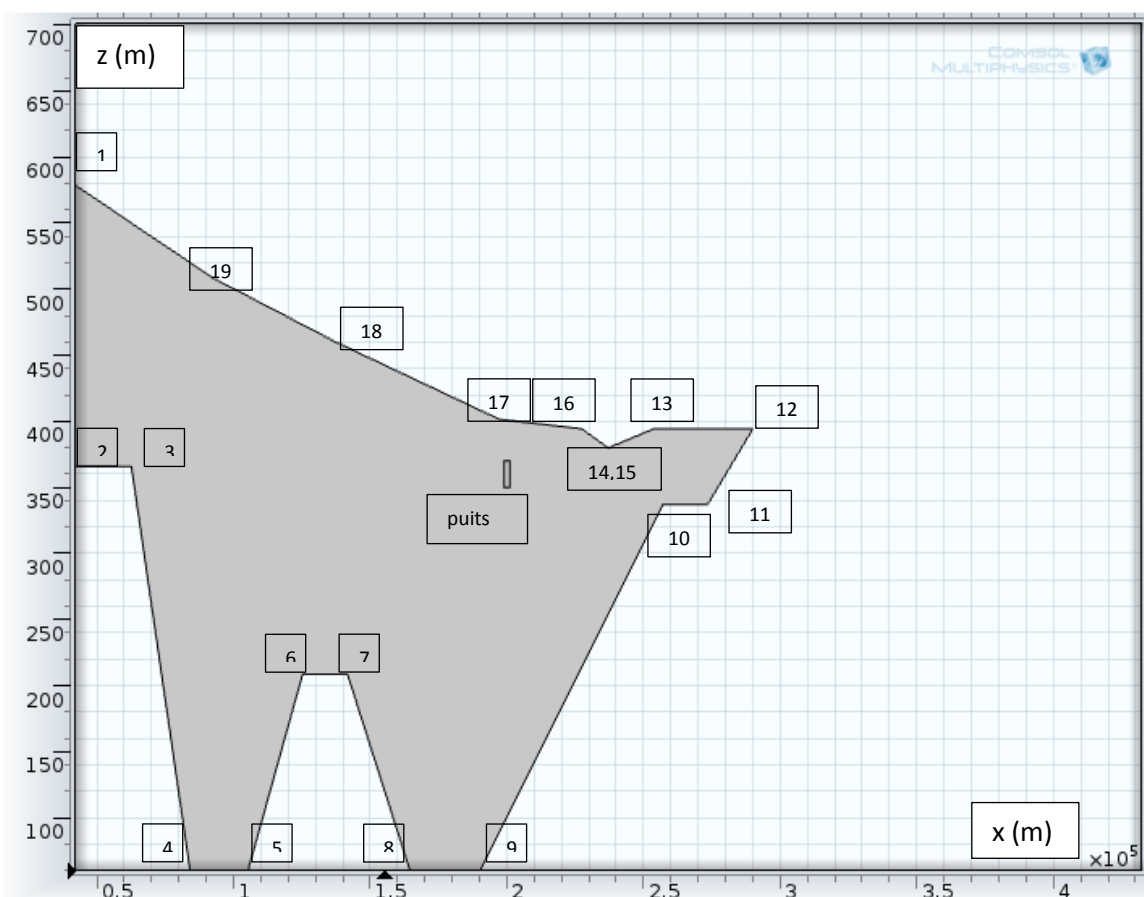


Figure 8-1: Représentation 2D de la figure géométrique représentant les mesures du système dans COMSOL

Tableau 8-2: Coordonnées de l'élévation des limites du système

# point	Axe des x (km)	Axe des z (m)
1	0	637

# point	Axe des x (km)	Axe des z (m)
2	24.7	366
3	62.6	366
4	85.7	37
5	102.2	37
6	125.2	209
7	141.7	209
8	168.1	37
9	184.5	37
10	257.0	337
11	273.5	337
12	290.0	394
13	254.0	394
14	237.3	380
15	236.9	380
16	227.3	394
17	197.3	401
18	137.3	460
19	92.3	509
puits	200	360

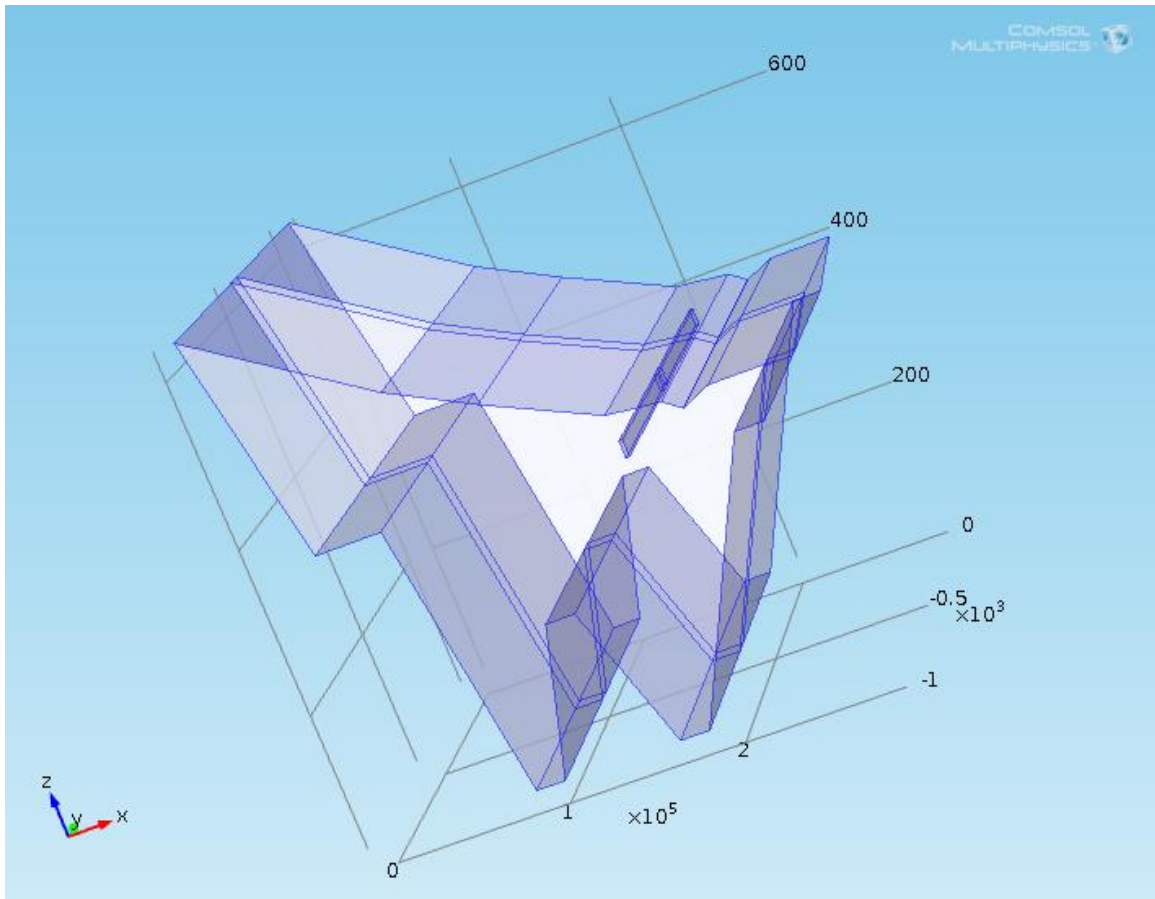


Figure 8-2 : Représentation 3D du système modélisé dans COMSOL

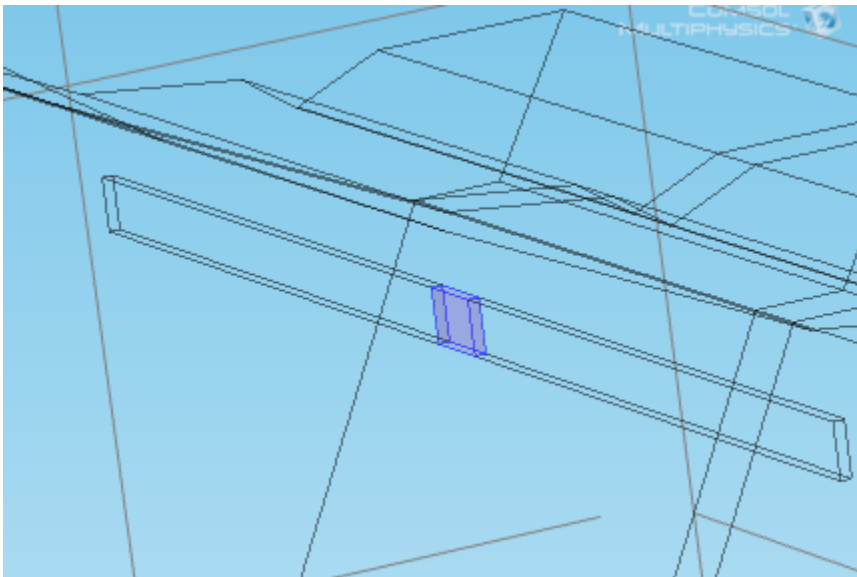


Figure 8-3 : Représentation 3D du puits de pompage de forme prisme rectangulaire dans COMSOL

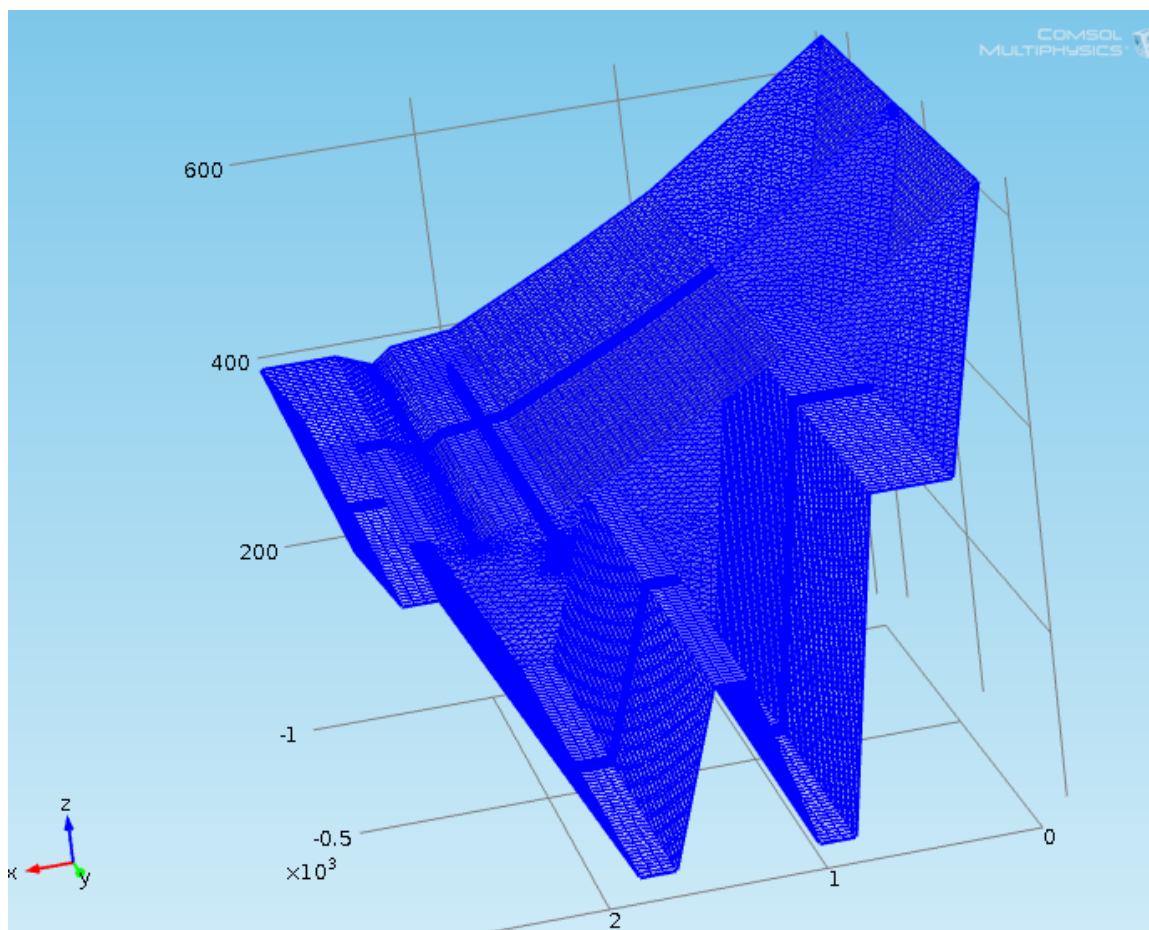


Figure 8-4 : Représentation du système décomposé en éléments finis (MESHING) dans COMSOL

Tableau 8-3 : Conditions frontières du modèle COMSOL

Condition frontière	Type de condition frontière
Au point 1	Niveau piézométrique constant
Surface du point 11 au point 19	Recharge
Surface du point 19 au point 18	Surface imperméable
Surface du point 18 au point 16	Évapotranspiration souterraine
Surface du point 14 au point 15	Niveau piézométrique constant
Surface du point 13 au point 12	Évapotranspiration souterraine
Au point 12	Niveau piézométrique constant

Surface du point 12 au point 1	Surface imperméable
<i>Note : les points sont ceux montrés sur la figure 7-1</i>	

Les valeurs des conditions frontières utilisées qui permettent l'obtention du niveau piézométrique voulu de 350 mètres à la faille sont exprimées dans le tableau 8-4. Seulement une légère modification à la baisse du taux d'évapotranspiration souterraine (de 2500 à 2180 mm/année) permettent de faire converger le système. Cela peut être attribuable à des divergences au niveau des dimensions du système (qui a été approximé selon les informations du texte) de même que des surfaces d'évapotranspiration souterraine et de recharge (qui n'étaient pas clairement précisées dans l'ouvrage de référence non plus).

Tableau 8-4 : Valeurs numériques des conditions frontières pour la simulation du système à l'état initial

Condition frontière	Valeur de la condition frontière
Au point 1	Niveau piézométrique constant = 500 m
Surface du point 11 au point 19	Recharge = $+(150/1000)/(365*24*3600)$ m/s
Surface du point 19 au point 18	Surface imperméable = sans flux
Surface du point 18 au point 16	Évapotranspiration souterraine = $-(2180/1000)/(365*24*3600)$ m/s
Surface du point 14 au point 15	Niveau piézométrique constant = 380 m
Surface du point 13 au point 12	Évapotranspiration souterraine = $-(2180/1000)/(365*24*3600)$ m/s
Au point 12	Niveau piézométrique constant = 370 m
Surface du point 12 au point 1	Surface imperméable= sans flux
<i>Note : les points sont ceux montrés sur la figure 11</i>	

Annexe 5 : Exemple de calculs des facteurs de sort et effet

Équation 8-4: Facteur de sort eau-souterraine/sol COMSOL

$$FF_{\text{terrestre}} = \frac{\text{Hauteur nappe initial} - \text{hauteur nappe après extraction}}{\text{Débit d'extraction souterrain}} * \text{Aire section bassin verant}$$

$$FF_{\text{terrestre}} = \frac{(397,901 - 397,892) \text{ m}}{49931,8 \text{ m}^3/\text{an}} * 2,9 * 10^8 \text{ m}^2 = 52 \text{ années}$$

Équation 8-5: Facteur de sort eau-souterraine/rivière COMSOL

$$FF_{\text{aquatique}} = \frac{\text{Flux initial Nil vers faille} - \text{Flux Nil vers faille après extraction}}{\text{Débit d'extraction souterrain}}$$

$$FF_{\text{aquatique}} = \frac{[(-1,1222) - (-1,1225)] \text{ m}^3/\text{s}}{0,0015643 \text{ m}^3/\text{s}} = 0,19$$

Équation 8-6: Facteur de sort Pfister adapté au Nil

$$FF_{\text{Pfister Nil}} = \frac{\text{Extraction d'eau unitaire}}{\text{Précipitation} * \text{Aire}}$$

$$FF_{\text{Pfister Nil}} = \frac{1 \text{ m}^3}{0,259 \text{ m}/\text{an} * 2,9 * 10^8 \text{ m}^2} = 1,28 * 10^{-9} \text{ an}$$

Équation 8-7: Facteur d'effet de Pfister adapté aux Pays-Bas

$$EF_{\text{Pfister Pays-Bas}} = \frac{FC_{\text{Pfister Pays-Bas}}}{FF_{\text{Pfister Pays-Bas}}}$$

$$FF_{\text{Pfister Pays-Bas}} = \frac{0,193 \text{ PDF.m}^2.\text{an}/\text{m}^3}{1,28 * 10^{-9} \text{ an}} = 4,66 * 10^8 \text{ PDF}/\text{m}$$

Équation 8-8: Facteur de sort de Van Zelm adapté au Nil

$$FF_{\text{Van Zelm, Nil, max}} = \frac{FF_{\text{Van Zelm, Pays-Bas}} * \text{Surface considérée Nil}}{\text{Surface cellule Pays - Bas}}$$

$$FF_{Van\ Zelm'Nil,max} = \frac{0,027 m^3 / m^3 / an * 2,9 * 10^8 m^2}{62500 m^2} = 125 ans$$