

CHAPITRE III HYDROLOGIE-HYDROGEOLOGIE

Auteurs :

Jérôme Molénat,

Florence Habets,

Olivier Douez,

Delphine Burger-Leenhardt

CHAPITRE III HYDROLOGIE-HYDROGEOLOGIE	1
III.I INTRODUCTION	4
III.2 FONCTIONNEMENT ET INFLUENCE « LOCALE » D'UNE RETENUE	4
III.2.1 Introduction	4
III.2.2 Infiltration	6
III.2.3 Evaporation	13
III.2.4 Pluie directe	19
III.2.5 Prélèvements	20
III.2.6 Ruissellement-Débit rivière.....	20
III.2.7 Effet de l'irrigation sur les flux dans l'hydrosystème	23
III.3 EFFET CUMULE ESTIME A PARTIR DES OBSERVATIONS.....	24
III.4 EFFET CUMULE ESTIME A PARTIR DE LA MODELISATION.....	31
III.4.1 Les modèles et la démarche de modélisation.....	31
III.4.2 Méthodes de recensement des retenues et de leurs propriétés.....	33
<i>III.4.2.a- Estimation du nombre et de la localisation des retenues</i>	<i>33</i>
<i>III.4.2.b- Estimation de la surface des retenues</i>	<i>35</i>
<i>III.4.2.c-Estimation de la capacité de stockage des retenues.....</i>	<i>35</i>
<i>III.4.2.d- Estimation du bassin d'alimentation de la retenue.....</i>	<i>38</i>
<i>III.4.2.e- Simulation de la gestion des retenues.....</i>	<i>39</i>
Modélisation des pratiques de prélèvement.	40
III.4.3 Modes de représentation spatiale des retenues	42
<i>III.4.3.a- Représentation spatialement explicite.....</i>	<i>42</i>
<i>III.4.3.b- Représentation globale par retenue équivalente.....</i>	<i>43</i>
<i>III.4.3.c- Représentation statistique</i>	<i>45</i>
III.4.4 Modélisation hydrologique avec retenue	48
<i>III.4.4.a- Principe de bilan hydrologique des retenues</i>	<i>48</i>
<i>III.4.4.b- Des débits de rivières observés comme entrée du modèle.....</i>	<i>50</i>
<i>III.4.4.c- Estimation par modélisation hydrologique de bassin versant.....</i>	<i>52</i>
III.4.5 Évaluation, incertitudes et sensibilité des modèles avec retenue	54

III.5 IMPACT HYDROLOGIQUES : INDICATEURS ET ESTIMATION CHIFFREE.....	55
III.5.1 A l'échelle du bassin versant	55
III.5.2 Sur les grandes échelles de temps et d'espace	60
<i>III.5.2.a- Impact sur les estuaires et les mers</i>	<i>60</i>
<i>III.5.2.b- Échelle globale/planétaire</i>	<i>62</i>
III.6 CONCLUSION	64
Références bibliographiques.....	67
ANNEXE.....	74
I ANALYSE DU CORPUS BIBLIOGRAPHIQUE.....	74
I.1 Nombre de publications par année.....	75
I.2 Cartographie du nombre de publications par pays.....	75
I.3 Analyse des mots-clés auteurs	76

III.1 INTRODUCTION

Ce chapitre est dédié à l'analyse des documents scientifiques internationaux sur l'influence des retenues^{1*} sur l'hydrologie et l'hydrogéologie des bassins versants (Cf. analyse du corpus bibliographique en annexe). Il faut noter que les études focalisant sur des retenues/barrages* de plus d'un million de m³ ont été exclues si elles n'incluaient pas la présence de nombreuses retenues de tailles plus réduites. Ce choix a été guidé par le fait que la bibliographie sur l'impact des barrages en hydrologie est très abondante, mais comporte un grand nombre d'études se focalisant sur les grands barrages. Or les grands barrages sont des entités très différentes des retenues qui font l'objet de cette expertise scientifique : leurs positions et volumes sont bien connus, ils sont souvent multi-usage, et leur mode de fonctionnement est relativement bien connu, ce qui n'est en général pas le cas des nombreuses retenues présentes sur les bassins.

En annexe, le corpus d'études analysé rassemble des contextes climatiques, géologiques, et des modes de fonctionnement assez contrastés et assez différents des situations rencontrées en France. Ainsi, on retrouve principalement des contextes climatiques de type aride ou semi-aride, voire méditerranéen (Australie, Sud de l'Afrique, Espagne, USA, Brésil), tropical sec (Inde, Brésil) ou océanique (Nouvelle Zélande). En termes de géologie, on retrouve des zones perméables avec des aquifères étendus en Inde, des zones de socle très imperméables au Brésil. Cela se traduit par des types de retenues différentes, privilégiant la recharge des nappes en Inde (et dans les pays voisins), alors qu'ailleurs, les retenues sont majoritairement dédiées au stockage d'eau en surface.

Les types de retenues présentes dans les études analysées sont principalement des retenues dédiées à l'irrigation ou au bétail ; une minorité est dédiée à la lutte contre les crues et l'érosion.

Le plan choisi dans ce chapitre s'appuie en partie sur les connaissances acquises lors de la première phase de l'expertise. En effet, celle-ci a montré une méconnaissance du fonctionnement hydrologique à l'échelle de la retenue, et de ce fait, une très forte variété des méthodes d'estimation du bilan hydrique à l'échelle de la retenue. Cela conduisait à des fortes disparités et de fortes incertitudes sur l'estimation de l'impact cumulé des retenues sur l'hydrologie. Ainsi, ce rapport dédié à l'analyse des documents scientifiques internationaux est ciblé d'une part sur les articles et études visant l'estimation et la compréhension des termes du bilan hydrique des retenues (section III.2) et d'autre part sur ceux visant l'estimation des impacts cumulés via des méthodes basées sur des observations ou sur de la modélisation (sections III.3 et III.4).

III.2 FONCTIONNEMENT ET INFLUENCE « LOCALE » D'UNE RETENUE

III.2.1 Introduction

Dans ce paragraphe, les processus en jeu dans le fonctionnement hydrologique d'une retenue sont analysés un par un, pour tenter de dégager les ordres de grandeur d'intérêt, en fonction des caractéristiques des retenues considérées et de leur environnement. La plupart (pas toutes) des études de retenue s'attachent à établir le bilan hydrique de la retenue en estimant les flux relatifs à chacun des principaux processus considérés contrôlés son fonctionnement hydrologique. De façon générale, le bilan hydrique d'une retenue est influencé par des flux en entrée et en sortie, qui sont résumés Figure 1.

¹ Les termes signalés par un astérisque *sont définis dans un glossaire en fin de rapport.

Les flux en entrée peuvent être constitués :

1. des écoulements en entrée de la retenue (Q_{in}). Si la retenue est située sur une rivière, il s'agira majoritairement du débit en amont de la retenue. Autrement, il s'agira des écoulements générés sur le bassin versant de la retenue ;
2. des apports par les précipitations directes (Precip): il s'agit des pluies captées sur la surface de la retenue ;
3. des éventuels apports par la nappe, si présente (flux d'exfiltration dans le sens nappe vers retenue (I_{in})) ;
4. des apports par flux de condensation (ie, une évaporation négative, E_{in}).

Les flux en sortie peuvent être constitués :

1. des pertes par infiltration (ie, les échanges retenues vers nappes, I_{out}) ;
2. des pertes par évaporation (E_{out}) ;
3. des prélèvements dans la retenue (Pomp) ;
4. des débits en sortie de la retenue (Q_{out}).

Ainsi, en notant $E=E_{out}-E_{in}$ et $I=I_{out}-I_{in}$ l'évolution du volume de la retenue ΔV s'exprime de la façon suivante :
 $\Delta V= Q_{in}+ Precip-E-I-Pomp-Q_{out}$

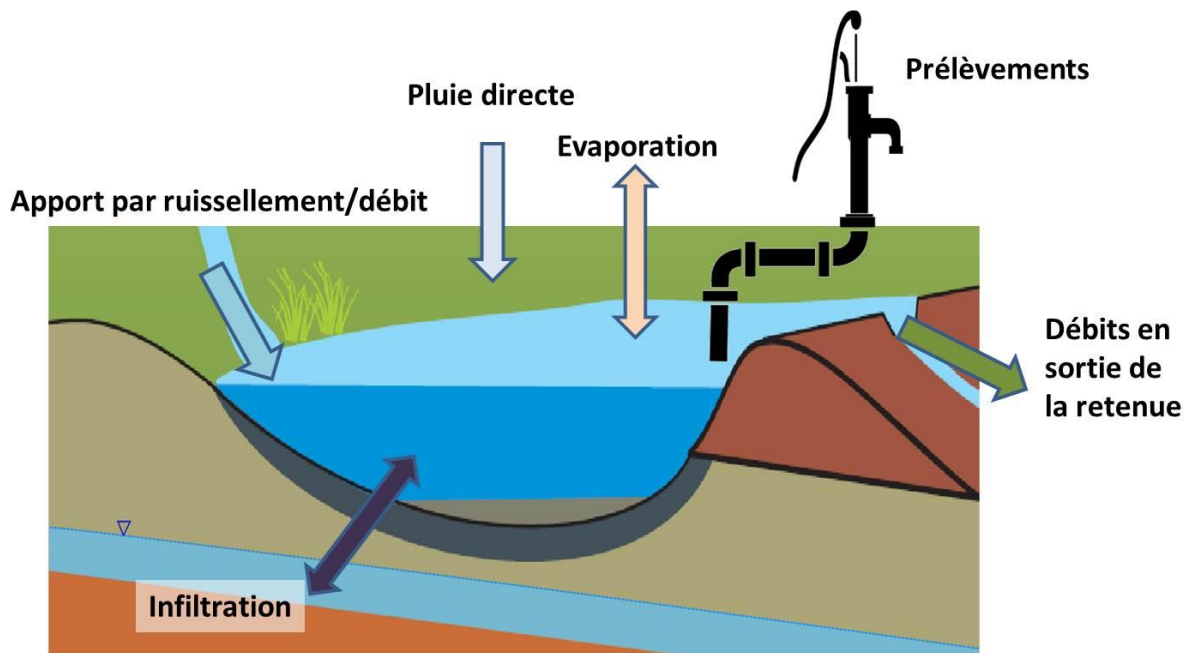


Figure 1 : Schématisation du bilan hydrique d'une retenue : les apports sont majoritairement les écoulements en entrée, les pluies directes, et de possibles apports par la nappe. Les sorties sont constituées par l'évaporation, l'infiltration, les prélèvements dans la retenue, et les débits en sortie.

Dans cette section, on ne décrit pas l'estimation des flux d'eau prélevés, qui peuvent être assez bien connus à l'échelle d'une retenue. Des méthodes pour estimer les prélèvements d'origine agricole à l'échelle de bassin versant sont détaillées page 40.

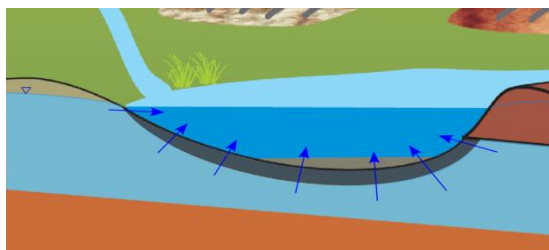
III.2.2 Infiltration

Les relations entre la retenue et l'encaissant (c'est-à-dire, le sol sur lequel repose la retenue) peuvent être vues en terme d'échanges de flux d'eau. Ces échanges peuvent être selon les paramètres : du plan d'eau* vers l'encaissant, de l'encaissant (quand celui-ci contient une nappe) vers le plan d'eau, les deux ou bien inexistantes. Par ailleurs, ces échanges vont être fonction de la morphologie du secteur, de la saison, de la position relative du niveau de la ligne d'eau en surface par rapport à celle de la nappe et sont par ailleurs dépendant des caractéristiques physiques de la couche de sédiments du fond du cours d'eau, qui vont définir la capacité à transmettre les flux à travers l'interface.

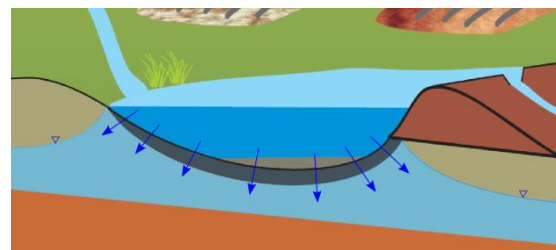
La Figure 2 présente les différentes typologies de relations entre le plan d'eau et l'encaissant en fonction de la hauteur d'eau dans la nappe et du plan d'eau :

- Nappe alimentant le plan d'eau ;
- Plan d'eau alimentant la nappe ;
- Pas d'échange entre la nappe et le plan d'eau.

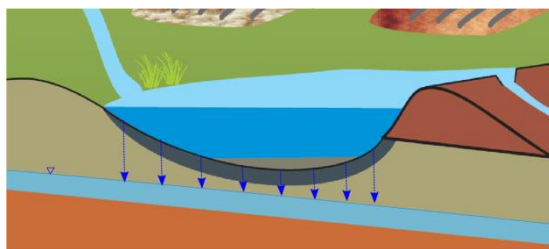
Les échanges peuvent également varier spatialement de l'amont vers l'aval par exemple mais également en fonction des périodes. Ainsi, en hiver le niveau dans la nappe peut être supérieur à celui du plan d'eau et va donc l'alimenter et en période estivale la charge de la nappe peut baisser sous le niveau du plan d'eau, le plan d'eau viendra donc alimenter la nappe.



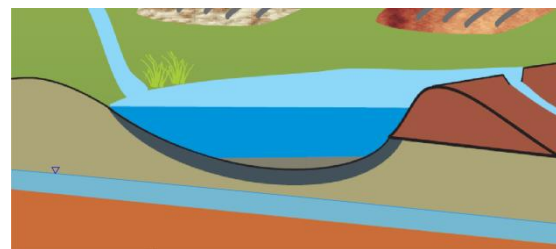
Nappe vers plan d'eau



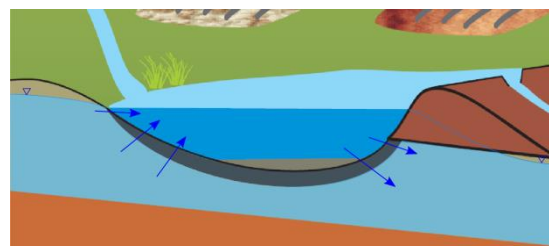
Plan d'eau vers nappe



Plan d'eau vers nappe (percolation par une zone non saturée)



Pas d'échange

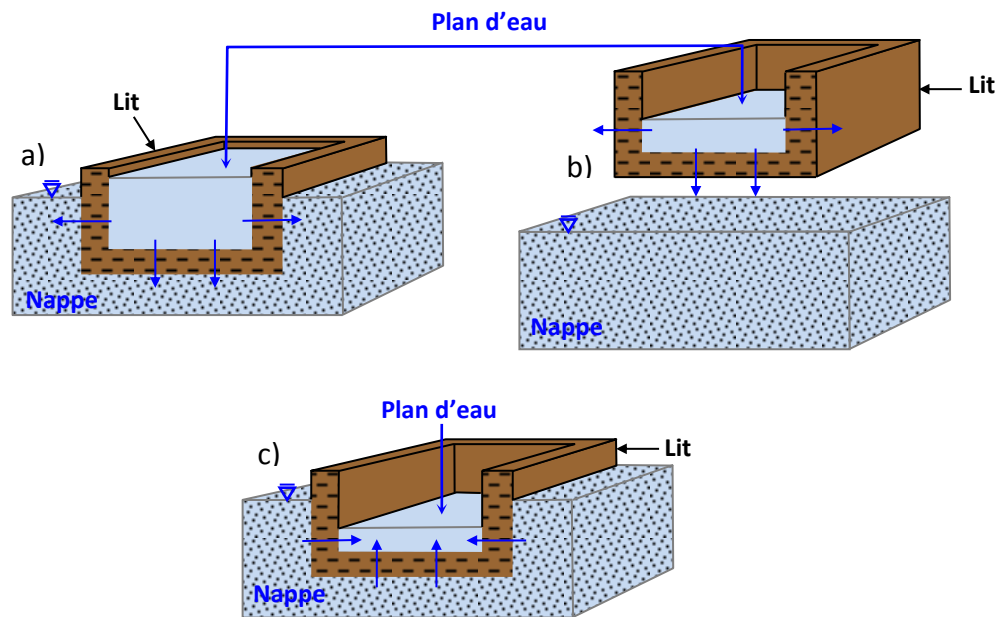


Tous les cas d'échanges

Figure 2 : Les relations entre le plan d'eau et l'encaissant.

La relation mathématique simplifiée permettant d'évaluer ces échanges, fonction de la loi de Darcy, peut être écrite de la façon suivante et selon les différents cas (Figure 3) :

- Lorsque le niveau dans l'aquifère est située au-dessus de la base du fond du plan d'eau (cas a et c) : le débit d'échange est le produit de la surface d'échange et de la perméabilité des berges du plan d'eau, multiplié par la différence de charge le niveau du plan d'eau et le niveau dans l'aquifère, divisée par l'épaisseur du lit. (Equ. 1).
- Lorsque le niveau dans l'aquifère est inférieur à la base du plan d'eau, le débit d'échange vers l'aquifère est un terme de percolation indépendant de ce niveau. (Équ. 2). La nappe est « décrochée », et le milieu n'est plus saturé, on peut considérer qu'à la base du lit on est à la limite de saturation. La charge à la base du lit est égale à l'altitude H_F .



$$Q_{Pérol} = SURF_{échange} \times K_F \times \frac{(H_{PE} - H_F)}{Epais_F} \quad \text{Equ. 1 (a et c)}$$

$$Q_{Echange} = SURF_{échange} \times K_F \times \frac{(H_{PE} - H_N)}{Epais_F} \quad \text{Equ. 2 (b)}$$

Avec :

$SURF_{échange}$: surface d'échange entre le plan d'eau et la nappe

K_F : perméabilité du lit (représentée en couleur marron – typiquement de l'argile)

$Epais_F$: épaisseur du lit

H_{PE} : hauteur du niveau d'eau dans le plan d'eau

H_F : hauteur de la base du lit

H_N : hauteur du niveau de nappe

Figure 3 : Type d'échange simplifié et équation.

Dans l'exemple ci-dessus, les débits échangés sont donc fonction de la perméabilité de la couche séparant la nappe et le plan d'eau mais également de la différence de charge entre la nappe et le plan d'eau. Les volumes (dans un sens ou dans l'autre) seront d'autant plus importants que la différence de charge sera importante.

Dans les cas réels, une connaissance parfaite des échanges entre le système plan d'eau et l'encaissant est difficile à acquérir car cela nécessiterait de nombreuses investigations et données de terrain sur la géométrie du plan d'eau, sur la cote du niveau du plan d'eau et de la nappe, de l'épaisseur et de la perméabilité du fond... et ce en fonction du temps.

Ces échanges entre le système plan d'eau et nappes sont donc difficiles à calculer. Toutefois, ils peuvent être caractérisés et approchés en termes de flux selon différentes méthodologies qui sont également celles utilisées dans l'étude des échanges entre une nappe et une rivière. Ces méthodes peuvent être directes sur le terrain (compteur d'exfiltration) ou indirectes (hydrologiques : loi de Darcy, hydro-chimiques : utilisation d'éléments majeurs, isotopes, traceurs artificiels - biologiques - géophysiques : résistivité / conductivité électrique, électromagnétisme, sismique, radar – thermiques, géomatiques) ou utiliser un modèle numérique (modèles globaux types « boîte noire » ou conceptuels et spatialisés « maillés »). Ces différentes méthodes sont décrites dans Vernoux *et al.* (2010), Mouhri *et al.* (2012) et Brugeron *et al.* (2014).

L'analyse bibliographique sur les retenues montre que les publications qui s'intéressent à ce type d'échanges concernent essentiellement les plans d'eau utilisés pour la recharge des nappes, ces nappes étant par la suite exploitées pour l'irrigation notamment. Ces travaux de recherche consistent généralement à mieux comprendre et estimer le potentiel de recharge à travers une ou plusieurs méthodes selon les paramètres utilisés : empirique, bilan en eau, calcul de l'infiltration (équation de flux), traçages, modèles numériques, mesures sur le terrain. Les contextes étudiés se localisent majoritairement en contexte semi-aride et subtropical.

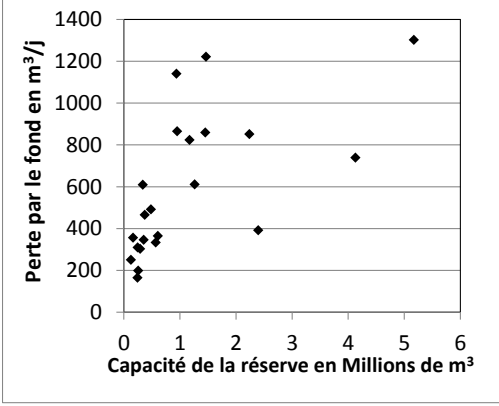
Dans le cadre des études sur la recharge des nappes, (Antonino *et al.*, 2004, 2005 ; Ali *et al.*, 2012 ; Boisson *et al.*, 2014) proposent ou utilisent un modèle mathématique, fonction de la perméabilité du fond du plan d'eau, pour analyser le transfert d'eau vers la nappe en fonction de la hauteur d'eau dans le plan d'eau. D'autres auteurs comme (Massuel *et al.*, 2014), suivent une démarche similaire (fonction de la perméabilité du fond du plan d'eau) pour l'étude de la recharge mais à l'aide d'un modèle numérique. Pour ces différentes études un calcul global des flux est également réalisé. Sukhija *et al.* (1997), pour ce même type de réservoir se sont intéressés au bilan de masse de chlorure naturel pour analyser les pertes du réservoir, cette approche avait été également adoptée par Raju (1985) et Sharma (1985) qui ont estimé que près de 75-80 % de l'eau recueillie dans des réservoirs dans la partie sud et l'ouest de l'Inde percolent pour recharger la nappe. Dans cette même publication, les auteurs comparent les résultats par un bilan de chlorure avec un bilan en eau. Singh *et al.* (2004) utilisent une méthode de bilan en eau pour l'étude de la recharge des nappes.

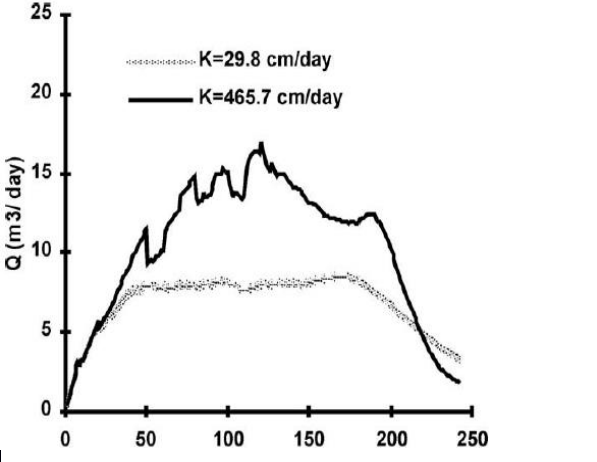
(Kennon, 1966) a étudié les « fuites » sur des retenues construites pour contrôler les inondations et l'érosion, mais qui servent également pour stocker de l'eau, pour plusieurs plans d'eau à partir d'un bilan en eau. Pendant les périodes sans entrée ni sortie, une infiltration mensuelle a été calculée en soustrayant l'évaporation (calculée par la méthode du bilan d'énergie) en fonction de la baisse du niveau du réservoir. Pour chaque réservoir (22), (Kennon, 1966) présente les résultats de ces bilans (cf. tableau ci-dessous). (Culler, 1961) a utilisé la même méthodologie dans le Wyoming.

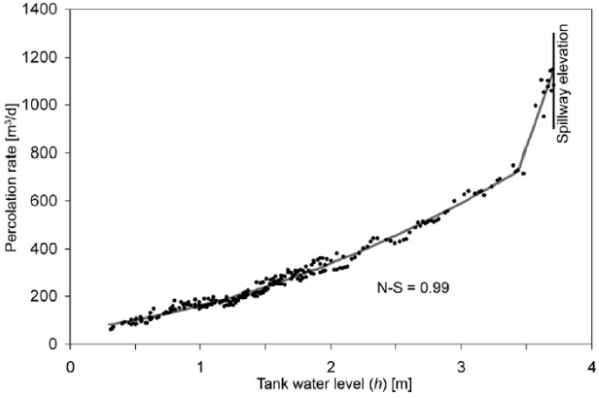
(Fowler, 2015) indique que l'infiltration a souvent été ignorée dans les études des barrages agricoles en raison (i) du manque de données locales pour quantifier son ampleur et (ii) de la perception que les propriétaires de barrages se font de la couche d'argile mise en fond de barrage qui « étanchéifie » le réservoir. En plus de l'infiltration verticale, l'eau peut aussi infiltrer horizontalement à travers le mur du barrage, en particulier si le

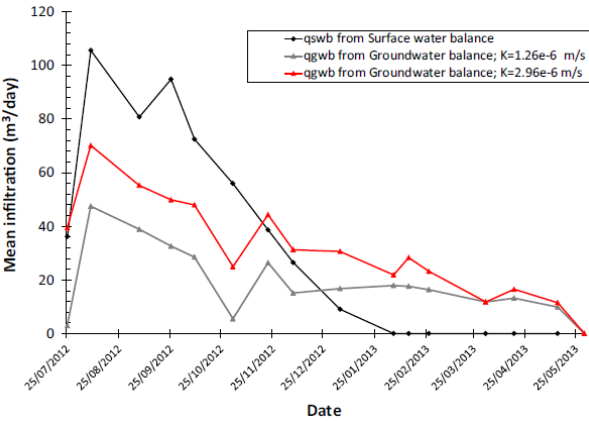
barrage est mal construit (Yiasoumi, 2004). Un certain nombre d'études ont examiné le fonctionnement des réseaux de petits réservoirs interconnectés ou "réservoirs" utilisés pour l'irrigation dans les régions rurales du Sri Lanka (ex Ponrajah, 1984 ; Shinogi *et al.*, 1998). Shinogi *et al.* (1998) ont rapporté que les tests d'infiltration dans les réservoirs ont montré des taux de 0,7 mm/j d'infiltration. Au Brésil, Molle (1989) a appliqué des bilans en eau et en sel pour estimer l'infiltration. Il a rapporté une valeur médiane d'environ 2,0 mm/j. En Australie, peu d'informations sont disponibles sur le suintement des barrages collinaires. Le guide pour les réservoirs en Australie indique que des "réservoirs construits sur des sols appropriés devront avoir des pertes par infiltration de moins de 1-2 mm/j. Des pertes supérieures à 4 ou 5 mm/j devraient déclencher une enquête plus approfondie pour remédier au problème».

Tableau 1 : Valeurs observées ou estimées de l'infiltration dans les différents articles consultés.

Valeurs estimées	Contexte et méthode utilisée	Référence
<p>Perte via le fond des retenues : de 160 à 1 300 m³/J selon les réservoirs.</p> <p>Sur l'ensemble des 22 réservoirs : 13 000 m³/J pour une moyenne de 590 m³/J.</p> 	<p>Région tempérée continentale (Etats-Unis - Oklahoma.)</p> <p>Etudes sur 22 réservoirs d'une capacité de 125 000 m³ à 5 170 000 m³.</p> <p>Précipitation ~ 738 mm/an, dont 40% sur 3 mois. T ~ 15.5°C [-4;35] avec 208 jours de gel.</p> <p>Méthode bilan hydrique et analyse par retenue.</p>	(Kennon, 1966)
<p>Sur l'ensemble des réservoirs la perte par jour est de l'ordre de 1 420 m³/j sur la soixantaine de réservoirs pour une surface total en eau de l'ordre de 440 000 m².</p>	<p>Région tempérée continentale (Etats-Unis - Wyoming)</p> <p>Méthode bilan hydrique</p> <p>Un peu moins de 60 réservoirs ont été observés sur 4 années.</p> <p>Précipitation ~ 355 mm/an, 60 à 80% des précipitations tombent durant le printemps et l'été. L'évaporation est de l'ordre de 135 mm/an</p>	(Culler, 1961)
	<p>Région semi-aride (Brésil)</p> <p>Modèle mathématique en fonction Keq (sur 2 mètres de sol) et différence charge (~Darcy).</p> <p>Plan d'eau :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Hauteur maxi eau = 2,7 m - Couche d'argile + sable entre le 	Antonino <i>et al.</i> , 2004

 <p>Chronique de perte par le fond en fonction des 2 valeurs de perméabilités simulées. Les valeurs des pertes sont indiquées en m³/j en ordonnée pour le plan d'eau.</p>	<p>plan d'eau (environ 2 m) et la nappe :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Epaisseur argile : 0,2 m pour l'ensemble du réservoir, excepté pour la partie la plus profonde à proximité du barrage : 0,5 m. - +réseau de fissures sur le fond du barrage de 5cm sur une surface de 0.06 ha - Pour l'étude-surface en eau =7 315 m² - Volume du plan d'eau : 7 950 m³ <p>Réf ETP (1998) : 2 694.5 mm/an</p> <p>Mesure sur 70 jours : Keq calculé : $1,3 \cdot 10^{-5}$ m.s⁻¹ (test d'infiltration)</p> <p>2 simulations avec :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Keq : $3,4 \cdot 10^{-6}$ m.s⁻¹ (29,8 cm/j) - Keq : $5,4 \cdot 10^{-5}$ m.s⁻¹ (465,7 cm/j) 	
<p>Pas de valeur sur les échanges plans d'eau/nappe indiquée dans la publication. Les seules valeurs concernent l'évaporation et l'évapotranspiration sur les sols...</p>	<p>Région semi-aride (Brésil)</p> <p>Environ 70 000 retenues sur le bassin – étude d'un retenue : 0,25 ha dont zone de fissure dans l'éponte 0.06 ha</p> <p>prof maxi=2.7m</p> <p>Réf ETP (1998) : 2 695 mm</p> <p>Réf P (1998) : 153 mm (précipitations concentrées sur trois à quatre mois consécutifs par an, entre Novembre et Juin)</p> <p>Le bilan est réalisé sur sol cultivé et sol nu entre zone saturée et zone non saturée par de nombreuses mesures + modèle mathématique</p>	<p>(Antonino <i>et al.</i>, 2005)</p>
<p>Recharge des nappes : de 19 et 51 mm/jour avec une moyenne de 24 mm/jour</p> <p>77% de l'eau stockée recharge les eaux souterraines :</p> <ul style="list-style-type: none"> • pertes par évaporation : 9% • excédent d'écoulement : 13% • stockage mort dans l'étang* : 1% 	<p>Semi-aride (Inde)</p> <p>Modèle mathématique développé par l'auteur (Bilan entre entrées et sorties en fonction de nombreux paramètres), K (test d'infiltration) de l'éponte utilisé dans le calcul (Ali, 2009)</p>	<p>(Ali <i>et al.</i>, 2012)</p>

	$R_p(t) = \frac{\left\{ \begin{aligned} &H(t-1)A_{ws}(t-1) + v_r A_{ws}(t) \\ &+ [Q(t)A_w + P(t)A_s - E(t)\bar{A}_{ws} - Q_o(t)]\Delta t \end{aligned} \right\}}{\left\{ \begin{aligned} &\left[\frac{K_s t}{C_i \eta} \right] \bar{A}_{ws} R_p(t) \\ &+ \left[\frac{(1-B_1)^2}{2C_i} - \frac{A_1}{C_i} \right] R_p^2(t) - \left[\frac{K_s}{2C_i} \right]^2 + \bar{A}_{ws} \Delta t \end{aligned} \right\}} \dots 1$ <p>Plan d'eau :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Surface : 0,65 ha (capacité maximal du réservoir), - prof maxi=2.5m, - BV : 15,32 ha <p>Pluie : ~ 724 mm (90% entre Juillet et Septembre).</p> <p>Quelques paramètres d'entrée :</p> <ul style="list-style-type: none"> - ruissellement 10% à 42% de la pluie (moy =20%), sur la période : 362 à 611 mm (moyenne 493 mm) - Les taux d'évaporation de surface sont estimés entre 1.2 mm/jour à 5.7 mm/jour avec une moyenne de 3.2 mm/jour 	
	<p>Humide subtropical (pluie de 1140 à 1650 mm/an)</p> <p>Evaporation = 0,8 × classe A d'un bac d'évaporation</p> <p>Nombre de retenues : 5</p> <p>Dans cette étude, l'infiltration vers la nappe est considérée nulle et ne rentre donc par dans ce « bilan ».</p>	<p>(Cathcart <i>et al.</i>, 2007)</p>
 <p>Perte par le fond en fonction de la hauteur d'eau dans la retenue (m3/j)</p>	<p>Semi-aride (Inde)</p> <p>-moyenne des précipitations 780 mm dont 86% en période de mousson). Bilan d'échange + « traçage » - mesure de la conductivité + modèle de percolation en fonction de différents K.</p> <p>Plan d'eau :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Nombre de retenues : 1 - Taille du bassin versant : environ 50 ha - Hauteur d'eau : 0 à 3.95 m - Type : lac de 7 Ha au maximum 	<p>(Massuel <i>et al.</i>, 2014)</p>

<p>Efficacité de la percolation estimée à 57-63 % (d'une centaine de m³/j à plus d'un millier de m³ en fonction de la hauteur d'eau dans la retenue).</p> <p>Evapotranspiration* varie de 32 % à 39%</p> <p>Afflux net et précipitations directes représentent 98 % des entrées.</p> <p>Percolation et l'évapotranspiration représentent 95 % des sorties.</p>	<p>avec barrage.</p> <p>Sur la période d'observation, pluie totale :</p> <p>2007–2008 : 516 mm</p> <p>2008–2009 : 731 mm</p> <p>Evaporation = 0,8 × classe A d'un bac d'évaporation</p> <p>Réseau de mesures</p>	
 <p>Infiltration (recharge) sans retenue (courbe noire) et avec retenue (gris et rouge en fonction de la perméabilité du fond de réservoir) en m³/j</p>	<p>Région semi-aride (Inde) sur socle</p> <p>Moyenne des précipitations 750 mm/an (de juin à octobre, mousson) - Relevés sur 2012 (année de l'étude), pluie : 604 mm</p> <p>Deux approches indépendantes sont utilisées : un bilan des eaux de surface et un bilan des eaux souterraines incluant un bilan hydrique du sol en entrée.</p> <p>Bilan fonction du niveau d'eau</p> <p>Calcul de l'infiltration avec et sans retenue sur la même surface. Le calcul avec retenue est réalisé avec 2 perméabilités de sol différentes. Le réservoir est reconstitué uniquement dans une partie où les dépôts d'argile sont importantes (surface de 20 400 m²), jusqu'à 80 cm d'épaisseur. Les précipitations et l'évaporation sont fournies par une station météorologique.</p>	<p>(Boisson <i>et al.</i>, 2014)</p>
<p>Percolation moyenne mensuelle du volume du réservoir : 30-35% en utilisant la méthode de chlorure et d'environ 50 % selon la méthode du bilan hydrique.</p> <p>Pour le traçage les données sont fournies en m³/j, et sont de l'ordre de 64 m³/j. Un rapide calcul avec la fraction donnée précédemment indiquerait une moyenne de percolation pour la méthode du bilan hydrique de 116 m³/j. Les seules valeurs données sur le bilan hydrique sont de l'ordre de 6 mm/j à 20 mm/j.</p>	<p>Région semi-aride (Inde)</p> <p>Bilan hydrique + méthode traçage par chlorure</p> <p>Longueur : 170 m sur une profondeur de 2,5 m le long du merlon</p> <p>Surface : 15 000 m² pour une capacité d'environ 10 000 m³ au maximum.</p>	<p>(Sukhija <i>et al.</i>, 1997)</p>
<p>L'étude révèle que le taux de percolation varie de 177,30 à 12,049 m³ par jour (48,43 à 2,86 mm/jour) pendant la saison de la mousson lorsque le stockage du réservoir varie 9960 à 5150 m³. Dans la saison du</p>	<p>Région semi-aride (Inde)</p> <p>Bilan en eau</p>	<p>(Singh <i>et al.</i>, 2004)</p>

<p>printemps, la percolation varie de 91,78 à 3,067 m³ par jour (18,40 à 0,67 mm / jour) pour le stockage du réservoir entre 3740 et 390 m³.</p> <p>Le taux moyen de percolation sur une période d'observation de 217 jours était 39.517 m³ par jour.</p>	<p>Niveau de réservoir plein : 98,50 m</p> <p>Capacité au niveau de réservoir plein 99 110 m³</p> <p>Niveau d'eau maximal 99,10 m</p> <p>Mesure de l'évaporation par bac évaporatoire</p>	
--	--	--

III.2.3 Evaporation

Les pertes par évaporation des retenues peuvent être potentiellement importantes. Selon (Benzaghta et Mohamad, 2009) les pertes par évaporation des retenues d'eau agricoles dans le Queensland en Australie sont estimées à 40% de la capacité des réservoirs. Cela équivaut à une perte annuelle de l'évaporation de 1,000 Mm³ (million de mètre cube), ce qui serait suffisant pour irriguer 125.000 hectares et générer une valeur annuelle brute d'environ \$ 375millions. Rapportées à l'ensemble des retenues agricoles australiennes, (Craig, 2008) estime que les pertes par évaporation atteignent 1400 Mm³. La Figure 4 ci-dessous tirée de (Craig, 2008) montre que les pertes par évaporation seraient comparables à la consommation d'eau pour l'industrie et l'eau potable :

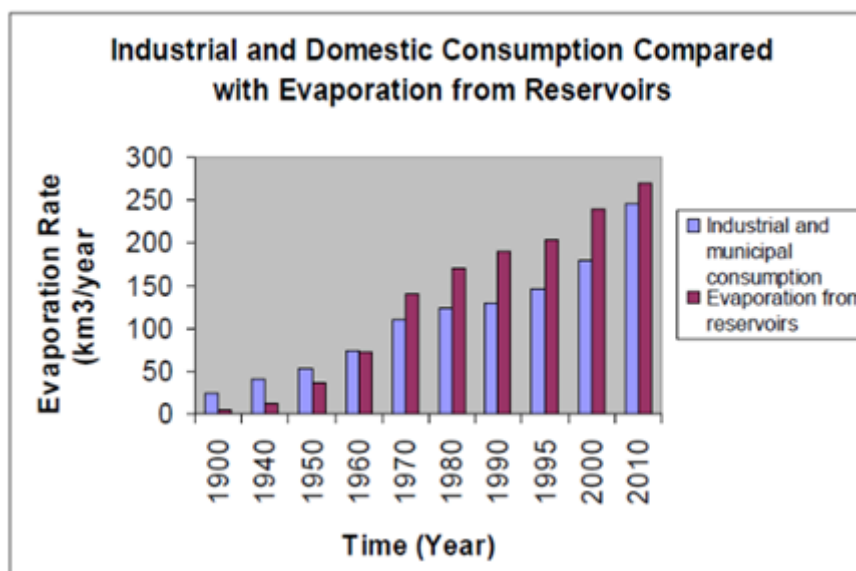


Figure 4 : Comparaison entre les volumes perdus par évaporation sur les retenues et la consommation d'eau pour l'alimentation en eau potable et l'industrie. Figure adaptée de Igor 1999 présentée par (Craig, 2008).

Des résultats similaires ont été obtenus par Culler (1961) qui estime des pertes par évaporation de plus de 40% dans le Wyoming (USA).

Martínez-Alvarez *et al.* (2008) estiment les pertes par évaporation des retenues (principalement d'irrigation) dans le bassin de Segura en Espagne à 58 Mm³, ce qui correspond à 27% de la consommation en eau de la population du bassin (2 millions de personnes, cf. Figure 5).

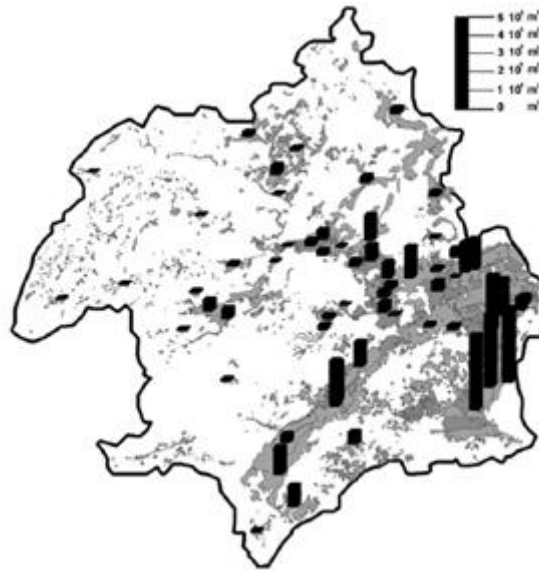


Figure 5 : Distribution spatiale des pertes par évaporation des retenues d'irrigation sur le bassin de Segura estimée par (Martínez-Alvarez *et al.*, 2008). Les zones en gris sont les zones d'irrigation.

Malgré l'importance des pertes par évaporation, ce flux est relativement difficile à estimer. En effet, malgré la mobilisation de méthodes complexes comme les mesures de flux par eddy-covariance (cf Figure 6) ou la scintillométrie*, il reste des incertitudes sur les mesures. De plus, le flux d'évaporation dépend des particularités climatiques, mais également des spécificités de la retenue (surface, profondeur, configuration) ainsi que de son environnement. On note néanmoins que l'évaporation d'une petite retenue serait généralement plus faible que les mesures de Pan Evaporation* (c'est-à-dire évaporation sur des bacs de classe A). Des aménagements des retenues peuvent permettre de réduire les pertes par évaporation.*

Dans cette section, on relève donc d'une part les méthodes d'observations et les flux estimés dans les articles étudiés, ainsi que les méthodes d'estimation à partir de variables atmosphériques classiques, ainsi que les méthodes permettant de réduire les pertes par évaporation.

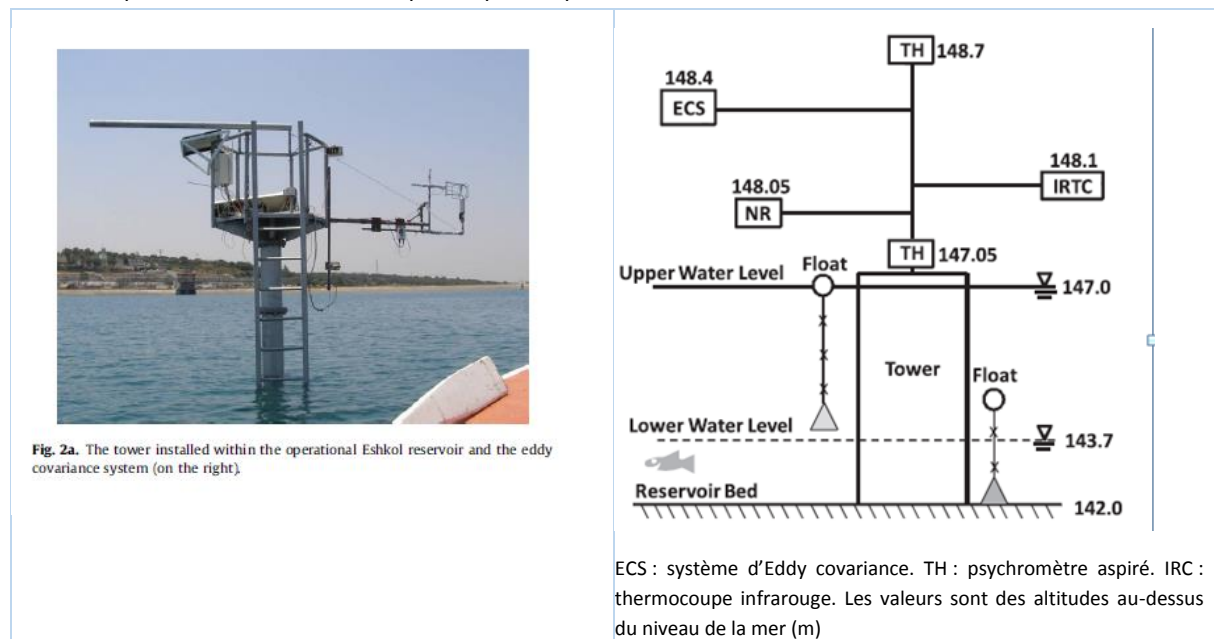


Figure 6 : Présentation de la tour à flux utilisée sur le lac Eshkol par (Tanny, 2011).

Estimation du flux d'évaporation à partir d'observations directes

Plusieurs études se sont focalisées sur les mesures sur des petits lacs. (Culler, 1961) et (Kennon, 1966), (Gallego-Elvira, 2010) ont utilisé la méthode du bilan d'énergie, c'est-à-dire une estimation à partir des mesures du rayonnement net, du flux de chaleur sensible et du stock de chaleur dans le lac (Anderson, 1954). Rosenberry *et al.*, 2007 ; Tanny *et al.*, 2008 ; Mengistu et Savage, 2010 et Nordbo *et al.*, 2011 ont utilisé des mesures d'eddy covariance via une tour à flux (Figure 6). McJannet *et al.*, 2013 et McGloin *et al.*, 2014 ont utilisé des mesures par scintillométrie. McGloin *et al.*, 2014 trouvent que le flux par scintillométrie est en moyenne 21% plus fort que celui mesurée par Eddy Covariance. Le Tableau 2 résume les valeurs estimées du flux d'évaporation obtenues par différentes méthodes d'observation.

Les études s'accordent à considérer que le stockage de chaleur dans le lac est un élément important du bilan d'énergie, et donc, joue sur l'évaporation. Or ce flux dépend aussi du fonctionnement de la retenue (avec ou sans écoulement). Il y a également une dépendance avec la profondeur de la retenue. L'influence du vent est soulignée, avec de fait des possibilités d'aménagement des berges pour réduire les pertes.

L'ETR d'une petite retenue est reconnue pour être plus faible que la Pan évaporation, du fait que l'air au-dessus de la retenue tend à se saturer en humidité, de façon moins efficace cependant que pour les grands lacs. (Culler, 1961) a estimé l'évaporation de 3 réservoirs par la méthode du bilan d'énergie. Il a comparé ces estimations aux observations sur des bacs d'évaporation classe A, et obtient des valeurs de coefficient allant de 0.86 à 0.94. (Martinez Alvarez *et al.*, 2007) proposent une relation entre l'évaporation observée sur des bacs classe A et l'ETR du lac, un coefficient dépendant de la surface de la retenue et de sa profondeur, mais qui de fait varie au cours de l'année (voir Figure 7). Cette relation est utilisée par la suite pour estimer les pertes par évaporation de près de 15000 retenues dans le bassin du Segura (Martinez Alvarez *et al.*, 2007).

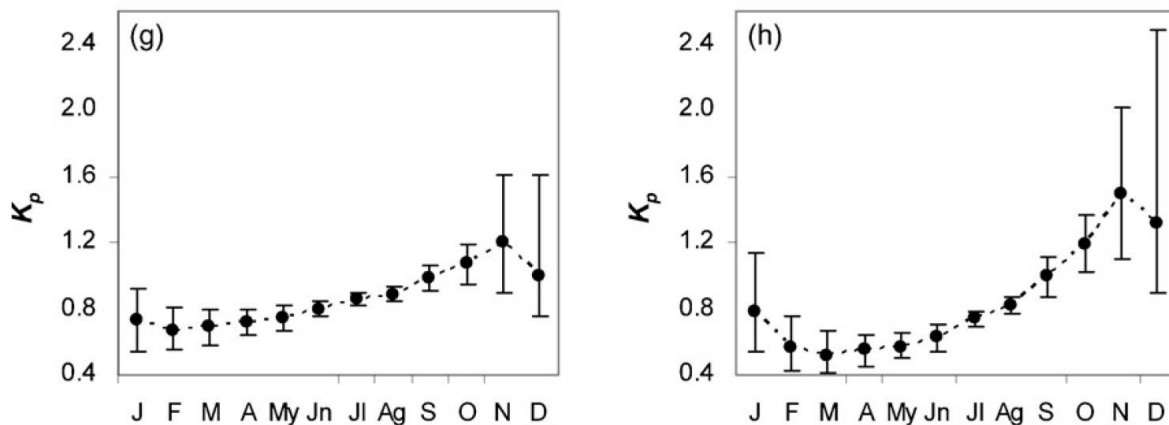


Figure 7 : Evolution annuelle du coefficient multiplicatif à l'évaporation de classe A (Pan Evaporation) pour estimer le flux sur une assez grande surface en eau pour deux types de retenues : à gauche (AWRI1) surface= 500m², profondeur 5m, à droite (AWRI2, surface=50 000m² et profondeur 10m). Figure issue de (Martinez-Alvarez *et al.*, 2007).

Tableau 2 : Valeurs observées de l'évaporation d'une retenue ou de petits lacs.

Valeurs	Contexte et méthodes	Référence
120mm en moyenne sur 4 ans, d'Avril à Octobre	31 réservoirs aux US Précip~366mm/an Méthode du bilan d'énergie (mesure de RN, G et H)	(Culler, 1961)
Environ 2ML/mois pour 2 réservoirs dont la surface	Environ 20 réservoirs en Oklahoma.	(Kennon, 1966)

n'est pas connue mais dont la capacité est de 246ML et 165ML	Précipitation~ 738mm, dont 40% sur 3 mois. Température ~15.5° [-4;35] avec 208 jours de gel. Méthode du bilan d'énergie (mesures de RN, G et H)	
2.25+/- 0.25 mm/jour 820mm/an	Surface 15ha, prof moyenne 5.75m, 213m, tempéré (P=1200mm/an, T=[-7.6 ; 19.6]) New Hampshire USA Mesures sur 3 ans méthode Bowen Ratio	(Rosenberry <i>et al.</i> , 2007)
5.48 +/-1 mm/jour (durant 21 jours d'été)	Surface : 36ha, prof=3.5m Lac Eshkol, Israël Mesure par Eddy Covariance	(Tanny <i>et al.</i> , 2008)
Mean daily evaporation during 104 days (not continuous) from May to August 2008 was 6.73 ± 1.16 mm /jour	Lac Eshkol en Israël Mesure par Eddy covariance en tenant compte de la correction du Fetch	(Tanny <i>et al.</i> , 2011)
3.58mm/jour (écart-type 1.9mm/jour) 1310 mm/an	0.24ha, prof=5m Sud de l'Espagne Mesure par variation du niveau d'eau et de Rn et G (bilan d'énergie). Mesures sur 1 an	(Gallego-Elvira <i>et al.</i> , 2011)
3.48mm/jour 1271mm/an Hiver=1.4mm/jour Eté 5.2mm/jour Bilan d'énergie fermé à 82%	Lac Logan: 17.2ha, prof 4m. Est de l'Australie Mesures par scintillomètre, Bowen ratio. 18 mois.1761mm précip, T=[13.9 hiver, 24.6 été]	(McJannet <i>et al.</i> , 2013)
3.79 mm/ jour 1385 mm/an 1 à 7 mm/jour pendant la saison des pluies, 3.6 à 9.9 mm/jour durant saison sèche	200ha, Burkina Fasso, prof max du mur : 6.5m Pan evaporation x coef (0.8) Precip=1130 et 770 mm en saison humide 2012 et 2013	(Fowe <i>et al.</i> , 2015)
Evap variant de 3.72mm/jour en été à 0.99 mm/jour en hiver	2.64 km2, 4m de profondeur, Lac artificiel Baldeneysee, en Allemagne Mesures par Eddy-covariance de Juin à Novembre 2012	(Goldbach et Kuttler, 2015)
Evap variant de 1 à 3.9	Lac de barrage Midmar en Afrique du sud,	(Mengistu et Savage, 2010)

mm/jour	1793ha de 13m de profondeur moyen (volume=235Mm ³) Température [-0;30] Précip moyenne annuelle=992mm Méthode dite 'renewal surface' basée sur de la mesure du flux de chaleur sensible par Eddy Covariance. Evaporation estimée à partir du bilan entre RN, H et le stock de chaleur du lac	
Evap variant en moyenne mensuelle de 0.1mm/jour à 2.7 mm/jour	Petit lac boréal de 4.1ha et de 2.5m de profondeur moyenne en Finlande (volume = 77000m ³). Suivi sur 4 périodes sans glace entre Avril et Octobre. Mesure du bilan d'énergie par eddy covariance	(Nordbo <i>et al.</i> , 2011)

Estimation numérique du flux d'évaporation à partir de variables atmosphériques

D'autres études comparent ou proposent des méthodes pour estimer cette évaporation à partir de la connaissance des variables atmosphériques : De Bruin, 1978 ; Martínez-Alvarez *et al.*, 2007; McJannet *et al.*, 2013 ; McMahon *et al.*, 2013 ; Morton, 1983. Fowe *et al.*, 2015 et McMahon *et al.*, 2013 recommandent l'utilisation de l'expression de (Morton, 1983) pour estimer l'évaporation d'une retenue, alors que les autres études (qui ne prenaient pas en compte l'expression de (Morton, 1983)) convergent plutôt vers l'expression de Prestley-Taylor ou Penman Monteith. Selon, (Morton, 1983) l'évaporation d'un lac est inférieure à celle de l'environnement non lacustre car la température et l'humidité d'une masse d'air évolue lorsque celle-ci passe de la terre à l'environnement de l'eau libre : l'air devient plus frais et plus humide. La méthode CRLE (Complementary Relationship Lake Evaporation) propose de résoudre itérativement les bilans énergétiques et de transfert de vapeur pour estimer une évaporation potentielle (voir (McMahon *et al.*, 2013) pour les détails).

Méthodes permettant de réduire les pertes par évaporation

Plusieurs articles s'intéressent aux méthodes permettant de réduire le flux d'évaporation des retenues (Barnes, 2008 ; Assouline *et al.*, 2011 ; Martínez-Alvarez et Maestre-Valero, 2015 ; Gallego-Elvira *et al.*, 2011 ; Carvajal *et al.*, 2014). L'étude d'Assouline *et al.* (2011) répertorie plusieurs études sur ce sujet dont les plus anciennes datent de 1950. Plusieurs méthodes possibles sont relevées : (i) ajout d'un produit créant un film en surface, (ii) ajout de colorant pour modifier l'albédo de la retenue, (iii) couverture partielle ou totale de la retenue, (iv) aménagement des berges pour limiter le vent, (v) optimisation d'un réseau de retenue (en exploitant tout d'abord les retenues dont la température est la plus élevée).

La couverture totale d'une retenue est la méthode la plus efficace, mais, le coût d'une couverture durable est important, ce qui réduit l'usage aux plus petites retenues. (Assouline, 2011) étudie l'intérêt des modes de couverture partielle, qui sont a priori plus faciles/moins coûteux à mettre en place que les couvertures totales. Il s'avère que des couvertures flottantes sont plus efficaces que celles suspendues, que l'efficacité est non-linéairement proportionnelle à la taille des ouvertures, et que l'efficacité peut être très importante (cf. Figure 8).



Figure 8 : Illustration des structures utilisées pour limiter l'évaporation des retenues a) disques flottant d'1m² b) boules flottantes de 10 cm (Figures issues d'Assouline *et al.*, 2011).

Les études s'accordent à des **réductions des pertes par évaporation de 70 à 90%** ! Les billes flottantes (alourdies par de l'eau afin d'être en partie submergées) présentent un bon rapport efficacité/prix, et ont été utilisées en 2015 sur des réservoirs en Californie. La plupart des études indiquent également que ces structures permettent de limiter la croissance algale. Martínez-Alvarez et Maestre-Valero (2015) étudient le bénéfice de cette réduction algale associée à la couverture des retenues, en comparant son efficacité par rapport à des traitements biocides notamment.

(Barnes, 2008) présente une revue des tests menés sur les films monocouches utilisés dans les grands bassins pour réduire les pertes par évaporation. Les études dans plusieurs pays sont relevées, avec des réductions atteignant 40%. Des problèmes liés à la difficulté d'épandre le film, son mouvement par le vent ou sa photo-dégradation sont relevés.

Les « barrages de sable », permettant de retenir l'eau non pas en surface mais dans la retenue comblée de sédiment, permettent de réduire les pertes par évaporation puisque l'eau est stockée en profondeur (). Ce type de retenue, peu coûteuse et efficace pour subvenir aux besoins en eau des populations est régulièrement utilisé en Afrique (Lasage *et al.*, 2013).

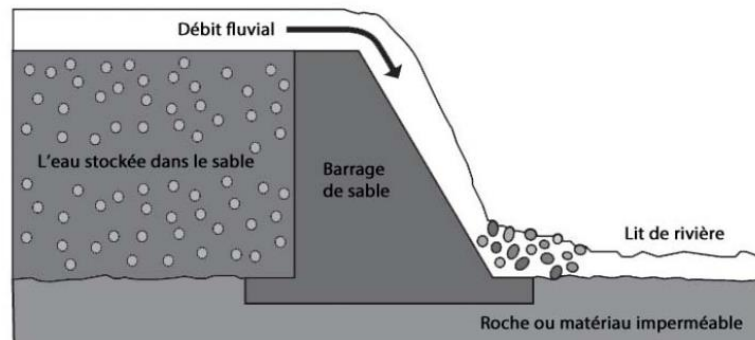


Figure 9 : Principe d'un barrage de sable : la digue permet au sédiment de rester dans un réservoir et de se remplir d'eau. Les écoulements ne sont pas complètement bloqués, ils persistent au-dessus de la zone ensablée. Figure issue de Washtech, 2013 (<http://washtechologies.net/ressources/documents/default/6-12-2-1386757474.pdf>).

III.2.4 Pluie directe

La pluie directe correspond à l'apport d'eau par la pluie directement par la surface d'eau libre de la retenue. Les flux correspondants sont généralement faibles en comparaison des apports par le ruissellement et l'écoulement de la rivière (Tableau 3).

Tableau 3 : Valeurs estimées de la pluie directe sur une retenue.

Valeurs en % des apports : <i>Rapport Volume Pluie/Volume ruisselé-écoulé</i>	Contexte	Référence
16 % en moyenne sur les 3 années d'étude (19 % l'année très pluvieuse et « ruisselante » ; 7 % l'année sèche et peu ruisselante)	Andra Pradesh, Inde Aride Capacité retenue= 120 000 m ³	(Massuel <i>et al.</i> , 2014)
56 % (estimation sur 1 année)	Inde, bassin de Maheshwaram proche d'Hyderabad (Telangana, India), retenue de 130 000 m ² de surface, 4m de profondeur maxi.	(Boisson <i>et al.</i> , 2014)
14 à 37 % selon le réservoir (estimation sur une période de 7 à 21 mois selon le réservoir)	Stri Lanka 4 réservoirs étudiés (113 000 à 325 000 m ³)	(Jayatilaka <i>et al.</i> , 2003)
5 % (moyenne sur une année 2010-2011)	Semi Aride	(Bouteffeha <i>et al.</i> , 2015)

III.2.4.a- Méthodes d'estimation

L'estimation du volume de « pluie directe » est souvent réalisée à partir de mesures de l'intensité ou du cumul de pluie par pluviomètre ou par pluviographie, et d'une estimation de la surface du lac de la retenue. Selon le cas, la mesure est faite sur la berge du lac de la retenue (Jayatilaka *et al.*, 2003 ; Bouteffeha *et al.*, 2015 ; Massuel *et al.*, 2014) ou est issue de la station du réseau météorologique la plus proche de la retenue étudiée (eg (Boisson *et al.*, 2014)). Dans ce dernier cas, l'erreur d'extrapolation peut être importante en raison de l'hétérogénéité spatiale du champ de pluie, notamment dans les paysages collinaires dans lesquels les retenues sont le plus souvent installées. Ainsi, (Mekki, 2003) montre des différences de plus de 20 % entre la pluie mesurée sur la berge du lac d'une retenue et celle mesurée, à 400 m de distance, au sommet du bassin versant alimentant la retenue.

III.2.5 Prélèvements

Les prélèvements en eau dans les retenues sont rarement connus précisément. Pour les retenues à usage agricole, les prélèvements visant à irriguer les cultures ou à abreuver les animaux sont estimés a priori, soit à partir des usages, soit à partir de la capacité des retenues. Ces aspects sont détaillés dans la section III.4.2.e.

III.2.6 Ruissellement-Débit rivière

Les réserves* d'irrigation mises à part (cf. typologie rappelée dans le chapitre introductif), un des principaux effets d'une retenue porte sur la modification de la propagation du ruissellement et du débit de rivière. Selon son type (cf. Encadré 3 dans le chapitre introductif), la retenue stoppe et stocke tout ou partie des flux de ruissellement et/ou de l'eau s'écoulant dans la rivière. Ceci constitue souvent d'ailleurs la principale fonction attribuée à une retenue.

Apporter des éléments quantifiés de l'effet local d'une retenue sur le ruissellement et le débit est difficile pour au moins deux raisons. La première est qu'il existe au final assez peu d'études sur l'effet individuel des retenues sur les flux de surface (eg Thompson, 2012). La seconde raison est que l'effet sur la propagation du ruissellement et du débit est indirectement sous le contrôle de l'ensemble des autres processus à l'origine de l'état de remplissage de la retenue : (i) l'évaporation, (ii) l'infiltration, et également et surtout (iii) l'usage et la gestion de l'eau stockée dans la retenue (usage agricole, lâchers pour répondre à un besoin en aval,...), comme illustré Figure 10.

En matière de gestion, la plupart des retenues étudiées, comme en témoignent les exemples reportés ci-dessous, sont du type « fill-and-spill », c'est-à-dire, « remplissage-débordement » (Deitch, 2013). Selon ce principe, une retenue capte l'ensemble des flux de ruissellement et des eaux de rivière tant que sa capacité maximum n'a pas été atteinte; une fois atteinte, la retenue restitue à l'aval l'équivalent des flux d'eau entrant, dont les flux de ruissellement et de débit entrant. Ce mode de fonctionnement s'applique en fait aux retenues munies d'un déversoir, ou d'un seuil de sécurité, qui fixe la cote maximum d'eau dans la retenue, et donc sa capacité maximum. Ce type de construction est celui le plus rencontré dans le monde, en tout cas au vu des études que nous avons pu identifier (Boisson *et al.*, 2014 ; Nathan, 2012 ; Malveira *et al.*, 2012 ; Deitch, 2013). On soulignera que le fonctionnement de type « fill-and-spill » ne s'applique pas dans le cas d'une gestion de retenue soumise à la restitution de débits réservés à l'aval.

Dans le cas d'un fonctionnement « fill-and-spill », l'impact instantané de la retenue est binaire : (i) la retenue est partiellement vide et elle réduit alors de 100 % le ruissellement et le débit, ou (ii) elle est remplie à sa capacité maximum, l'effet sur le ruissellement et le débit est alors nul. Dans ce dernier cas de figure, la retenue

peut toutefois avoir un effet tampon en amortissant les variations temporelles de débit ; toutefois aucune étude ne rapporte à notre connaissance une quantification de cet effet tampon.

Soulignons enfin que la gestion « fill-and-spill » peut être qualifiée de gestion « passive » de l'eau stockée, dans la mesure où elle n'est pas conditionnée aux apports d'eau à la retenue, ou aux besoins en eau censés être satisfaits par la retenue. Elle diffère considérablement de la gestion de la retenue sous contrainte de débits réservés rencontrés en France, mais également ailleurs dans le Monde comme en Afrique du Sud (« natural flow », Hughes et Mantel, 2010).

A titre d'exemples de l'effet d'une retenue sur la propagation du débit nous présentons, dans l'encadré ci-après, des travaux menés en Asie et au Maghreb de retenues destinées à deux fonctions.

Exemples de retenues en Asie destinées à la recharge de nappe

Dans ce contexte, la fonction principale des retenues est de stopper l'eau afin qu'elle s'infilte et recharge les nappes. (Massuel *et al.*, 2014) : sur trois années -rigoureusement trois phases de remplissage et de vidange, correspondant à la Figure 10-, (Massuel *et al.*, 2014) ont quantifié les flux d'apport et de perte d'un réservoir situé en Inde (Etat de Andhra Pradesh). Sur trois ans, l'effet du réservoir sur les flux de débit et du ruissellement a été variable. Au cours des deux premières années, le réservoir a capté la totalité des flux ruisselés et écoulés dans la rivière -soit 30 à 40 000 m³, volume très inférieur à sa capacité-, ne restituant à l'aval aucun flux. Sur les 3 années, les volumes d'eau stockés percolent efficacement vers la nappe (la percolation représente entre 57 et 63% du volume stocké) alors que les pertes par évaporation varient de 32 à 39%.

Exemple de retenues au Maghreb destinées à stopper et stocker l'eau des oueds

Dans ce contexte, la retenue a plusieurs fonctions : (i) retenir les particules de sol issues de l'érosion pour éviter l'envasement de barrages en aval, (ii) retenir l'eau pour limiter les crues en aval, (iii) créer une ressource pour une agriculture extensive et familiale dans les zones rurales collinaires amont. Sur le cas d'étude du bassin de Kamech (Bouteffeha *et al.*, 2015) marqué par la présence d'une retenue en travers du cours d'eau (oued) principal, 71% des apports à la retenue proviennent du captage total sur l'année hydrologique de l'écoulement de l'oued, 15 % provenant du ruissellement des versants connectés directement à la retenue. Dans ce cas d'étude et sur l'année étudiée, aucun flux n'est restitué à l'oued à l'aval de la retenue.

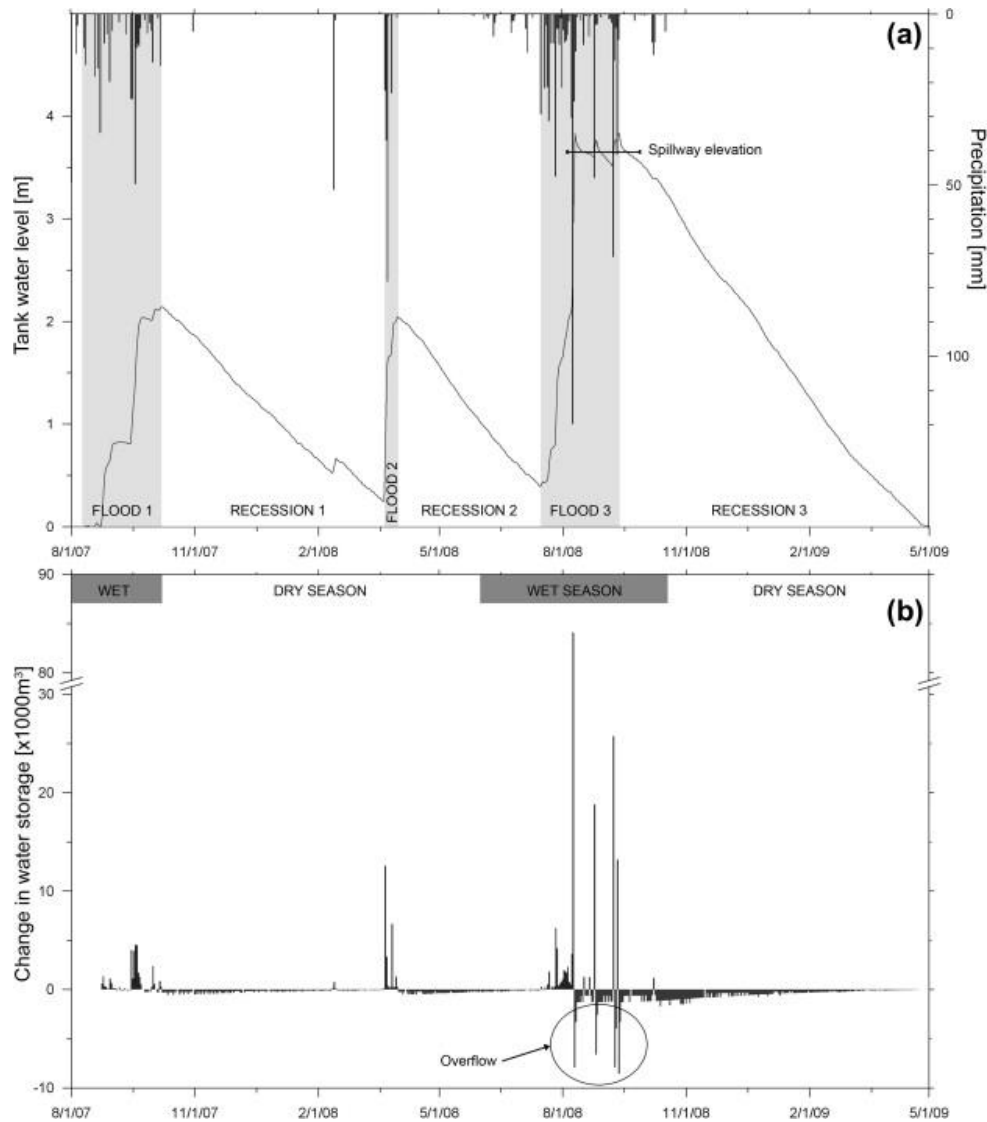


Figure 10 : (HAUT) Variations de la hauteur d'eau dans une retenue en Inde. En période de crue (Flood), le ruissellement et le débit de la rivière contribuent au remplissage de la retenue. Quand la retenue a atteint sa capacité maximum, l'eau excédentaire est restituée à l'aval de la retenue (Flood 3, le niveau de la retenue dépasse le niveau de débordement de la retenue -spillway elevation). (BAS) Variation du volume d'eau dans la retenue. En période de crue, le volume augmente -valeur positive-. En période de récession, le volume décroît faiblement en raison de l'infiltration de l'eau, de l'évaporation et de son prélèvement. Les pertes de volume importantes (overflow) correspondent à des restitutions d'eau qui alimente la rivière à l'aval de la retenue (Massuel *et al.*, 2014).

III.2.6.a- Méthode d'estimation

Les flux de ruissellement et les débits sont estimés par un panel de méthodes et de modèles. La plus simple à mettre en œuvre est la méthode du coefficient de ruissellement : une fraction de la pluie, constante dans le temps contribue au ruissellement ou au débit de rivière. Afin de prendre en considération l'effet de l'état d'humidité du sol, le coefficient de ruissellement peut être simplement pondéré en fonction d'un indicateur d'état hydrique du sol (Jayatilaka *et al.*, 2003). La SCS-CN, méthode empirique développée par l'USDA, permet d'intégrer deux facteurs de contrôle supplémentaires dans la genèse du ruissellement : le type de sol et l'utilisation du sol (Boisson *et al.*, 2014 ; Batchelor *et al.*, 2002). Ainsi, la méthode SCS-CN propose une relation entre le flux ruisselé, la pluie, et des paramètres empiriques dépendant des conditions hydrologiques initiales et du type de sol.

(Liebe, van de Giesen *et al.*, 2009) se basent sur la télédétection de surface de "petits barrages" pour en déduire l'évolution de leur volume et ainsi, l'écoulement sur le bassin. Un modèle est utilisé pour estimer le bilan hydrique. La surface d'alimentation du bassin est estimée par un DEM. L'approche est intéressante et devrait progresser avec les nouveaux satellites (SWOT notamment).

III.2.7 Effet de l'irrigation sur les flux dans l'hydrosystème

Bien que très rarement pris en compte dans les études analysées, une partie de l'écoulement des bassins versants peut provenir de l'usage des retenues. En effet, les retenues à usage irrigation vont permettre d'irriguer des cultures situées en amont de la retenue, avec possibilité de retour de flux de ruissellement vers cette même retenue, ou en aval, avec possibilité d'augmenter les flux de ruissellement vers les retenues situées plus en aval. Il était donc intéressant d'étudier la bibliographie sur l'impact de l'irrigation sur les flux dans l'hydrosystème.

(Rahbeh *et al.*, 2013) mentionnent qu'en effet des recherches antérieures (par exemple par Ozdogan *et al.*, 2010, dans l'ouest des Etats-Unis) montrent que l'irrigation augmente la teneur en eau du sol et par conséquent le potentiel de ruissellement. Toutefois, dans leur cas d'étude, un bassin versant de 34 km² dans l'Alberta – Canada, ils reportent des différences de ruissellement non significatives entre zones irriguées et zones non irriguées.

Dans le cas des rizières inondées, ces flux sont effectivement pris en compte. (Kang et Park, 2014) distinguent d'ailleurs deux types de flux de retour vers l'hydrosystème : des flux de retour rapides, correspondant aux fuites des canaux d'irrigation et aux fissures dans les diguettes des rizières, et des flux plus lents correspondant à la remontée de nappe suite au drainage des rizières (Figure 11).

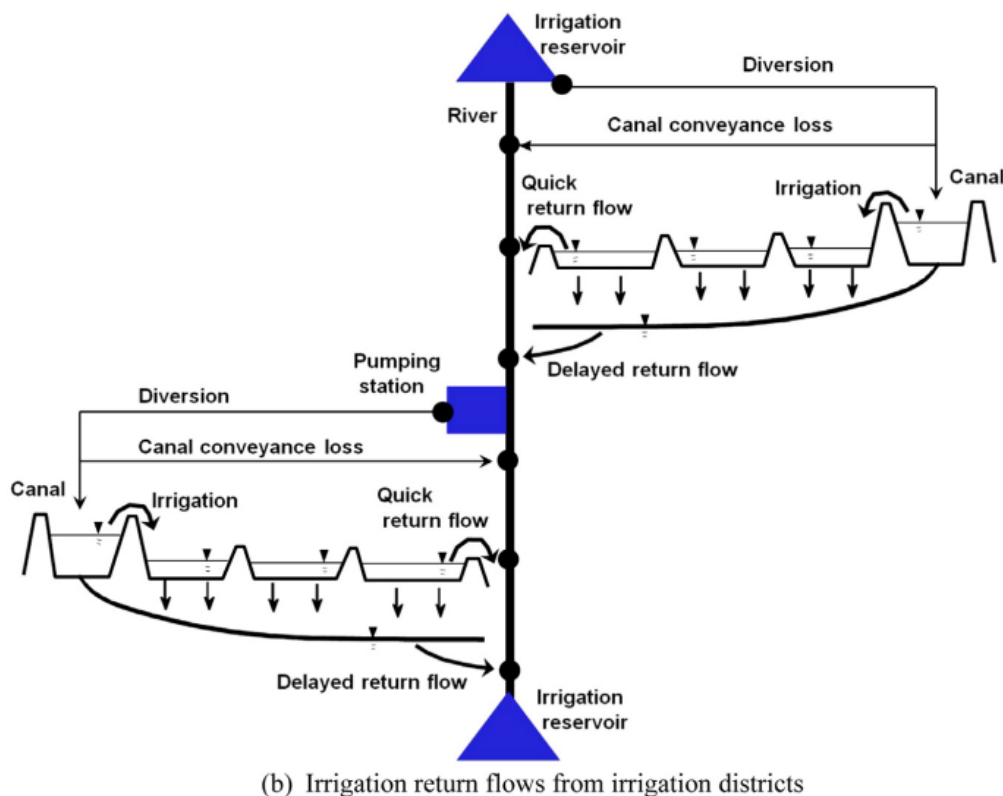


Figure 11 : Représentation simplifiée du bilan hydrique d'une rizière et du retour d'irrigation à partir des zones irriguées (Kang et Park, 2014).

III.3 EFFET CUMULE ESTIME A PARTIR DES OBSERVATIONS

En dépit de l'intérêt porté par les gestionnaires et les scientifiques à l'évaluation de l'impact cumulé des retenues, seule une dizaine de travaux scientifiques (essentiellement antérieurs aux années 1980) consacrés à cette question via des interprétations d'observations ont été recensés. Les raisons en sont multiples. La première est que la recherche bibliographique conduite dans cette expertise peut ne pas avoir été exhaustive (les travaux recensés étant majoritairement des rapports ou thèse), des travaux auraient pu échapper à notre recherche. La seconde raison est la difficulté de mettre en place un réseau d'observation adéquat. De fait, trois types de démarches sont utilisées pour quantifier les impacts des retenues à partir d'observation : (i) le suivi amont/aval des débits des retenues présentes sur le bassin et de leurs variations de volume, ou d'une ensemble représentatif de retenues présentes dans le bassin, (ii) le suivi de bassins versants jumeaux (« paired catchments ») mais équipés différemment en retenues, (iii) l'analyse multifactorielle de chroniques longues de débits, de données météorologiques et des informations sur le développement des retenues. Ces trois cas impliquent donc que les observations doivent couvrir soit un grand nombre de retenues, soit des bassins versants similaires mais équipés différemment, soit de longues durées. Les observations longues durées sont les plus rares et leur analyse est particulièrement complexe car les évolutions du régime hydrologique d'une rivière, particulièrement sur le long terme, sont multifactorielles. Or le développement des retenues s'étend sur plusieurs années (voire décennies) et durant cette période, l'aménagement du bassin (assolement, urbanisation) peut avoir évolué, et le climat a à minima présenté des variabilités. Ainsi la détection de différence dans le régime hydrologique de rivière entre des périodes pré et post développement de retenue ne peut permettre l'attribution de cette différence aux seules retenues. Pour aller jusqu'à l'attribution des causes aux effets, il faut passer par une modélisation (Schreider *et al.*, 2002 ; Nathan et Lowe, 2012))

Parmi les articles qui adressent ces aspects, les plus complets sont des rapports du USGS au Nord-Ouest des États-Unis (Culler, 1961 ; Kennon, 1966 ; Frickel, 1972). L'étude par (Dubreuil et Girard, 2013) propose une méthode graphique pour évaluer les impacts cumulés des retenues au Nord Est du Brésil. La thèse de (Thompson, 2012) propose une comparaison entre deux rivières voisines dont une est équipée de trois retenues. L'impact de l'urbanisation sur la disparition des retenues d'irrigation est abordé par (Huang *et al.*, 2012), l'impact du développement des surfaces irriguées et des ressources en eau disponibles entre l'amont et l'aval par Liu *et al.* (2013), la comparaison entre débits observés et simulés sans barrage par Schreider *et al.* (2002). Une analyse de relation statistique entre des caractéristiques de régime hydrologique et la densité de petits barrages à partir d'un grand nombre de bassins versants d'Afrique du Sud est menée par (Hughes et Mantel, 2010).

Toutes les études basées sur des observations s'accordent sur le fait que les retenues induisent une réduction des débits, réduction attribuée parfois principalement aux pertes externes des retenues (par évaporation ou infiltration). L'intensité des diminutions varie dans le temps, et peut être assez forte sur les débits de crues et d'étiages. La réduction des débits est plus marquée les années sèches que les années humides.

Ainsi, Culler (1966) se focalise sur le bassin de Cheyenne en amont du barrage Angostara, un bassin de 23569 km². Cette étude est particulièrement intéressante, car elle s'étend sur 4 années, et se base sur un échantillonnage de 5% du bassin et des mesures sur une cinquantaine de réservoirs pour comprendre l'impact de l'ensemble du bassin. Ainsi, 49 domaines de 23 km² ont été étudiés, ce qui correspond à 5% de la surface. Ces domaines contiennent 466 réservoirs d'une capacité totale de 3 230 ML (soit 2.8 ML/km²) captant 49% de la surface étudiée. Le nombre total de retenues sur le bassin est ainsi estimé à 9 336, avec une capacité de stockage de 74 511 ML, soit un total de 3.2 ML/km². La densité est moindre en comparaison de celle rencontrée en Australie par exemple, mais cela reste à relativiser par le fait que le bassin reçoit de faibles précipitations : seulement 366 mm/an, tombant surtout en été ; l'écoulement représente environ 2% des précipitations (7 mm/an). Les retenues et leur surface ont été repérées par des cartes, les surfaces des bassins

versants drainés estimées pour chaque retenue à partir de carte, et des estimations des volumes ont été effectuées à partir de mesures des profondeurs. Les réservoirs ont pour principal usage l'alimentation en eau du bétail, mais également l'irrigation. Ils sont souvent localisés par paire, l'un au-dessus de l'autre, et jusqu'à 3 réservoirs peuvent être présents sur un tronçon de rivière de 800 m. La taille des retenues varie de [0.12 ML à 222 ML] avec une moyenne de 6.9 ML. La Figure 12 ci-dessous montre le nombre de retenues construites et leur taille moyenne, par année, sur une période d'environ 20 ans, qui montre d'une part que le développement des retenues a commencé très tôt, et d'autre part que le volume des retenues a augmenté.

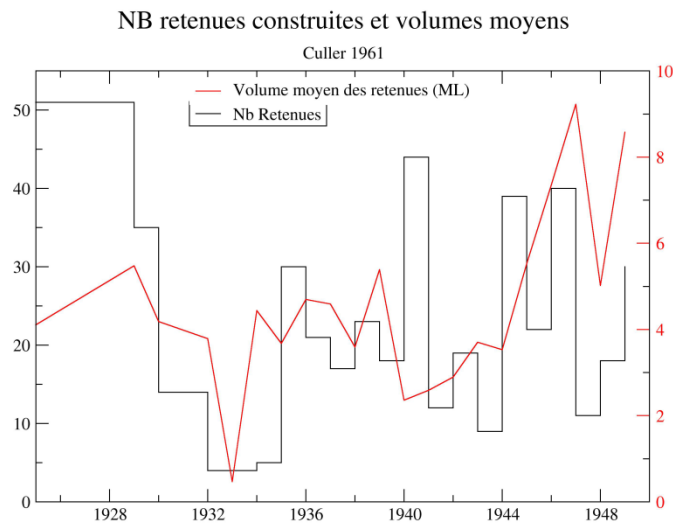


Figure 12 : Nombre (en noir) et volume moyen (en rouge, en ML) des retenues construites entre 1929 et 1950 selon Culler, 1966.

Les prélèvements pour usage de l'eau pour les bétails ou l'irrigation sont jugés négligeables, par rapport aux pertes par évaporation ou par infiltration (44% et 49% de la capacité de stockage, respectivement). Ce qui n'est pas consommé peut rester dans la retenue tout l'hiver, pendant lequel le gel implique une évolution négligeable du bilan hydrique. Pour estimer l'impact des retenues sur les écoulements, il faut connaître leur état initial pour estimer leur capacité de stockage. Pour cela, une relation entre le volume initial et l'écoulement moyen est construite. L'étude prend ainsi en compte l'emplacement des retenues, via la variabilité spatiale de l'écoulement, la taille de la retenue et de son bassin d'alimentation, les pertes par évaporation et fuite, et permet d'estimer l'impact des retenues sur un épisode orageux ainsi que sur une période, et donc sur l'année. L'impact des barrages est estimé à une perte par évaporation et une perte par infiltration, cette dernière pouvant rejoindre le réseau hydrographique en aval. Les impacts estimés des barrages sur les débits correspondent à des réductions de 28% à 33% des débits annuels, avec des valeurs de débits variant d'un facteur 3 sur l'ensemble des 4 années. L'impact apparaît ici plus important les années humides que les années sèches.

Kennon (1966) se focalise sur Sandstone Creek, Oklahoma USA, un bassin de 221 km² avec une géologie assez perméable. 75% du bassin est contrôlé par 12 réservoirs anti-érosion et 22 réservoirs retardateurs de crues représentant un volume total de 120 ML/km², ce qui est beaucoup. Cela s'explique sans doute par le fait que ce bassin érosif est situé en montagne, avec en moyenne 635 mm/an de précipitations dont 41% tombent d'avril à juin, et est fortement marqué par le gel (208 jours de gel/an en moyenne). Le bilan hydrique des 22 réservoirs retardateurs de crues a été observé pendant deux ans. Comme les réservoirs ne sont pas utilisés pour l'irrigation, les pertes sont principalement dues à l'évaporation qui est assez faible mais qui représente environ 12% des écoulements en entrée des retenues, et aux fuites qui se retrouvent en aval et soutiennent le débit. Il

a été constaté que la rivière, qui était intermittente, est devenue pérenne après la création de ces barrages. Sur les 2 années étudiées, il est estimé que les retenues réduisent les débits de 12% en année humide et 26% en année plus sèche. Un bilan hydrique des réservoirs suivis est indiqué au pas de temps mensuel pour plusieurs retenues. La Figure 13 ci-dessous présente les résultats pour 2 retenues.

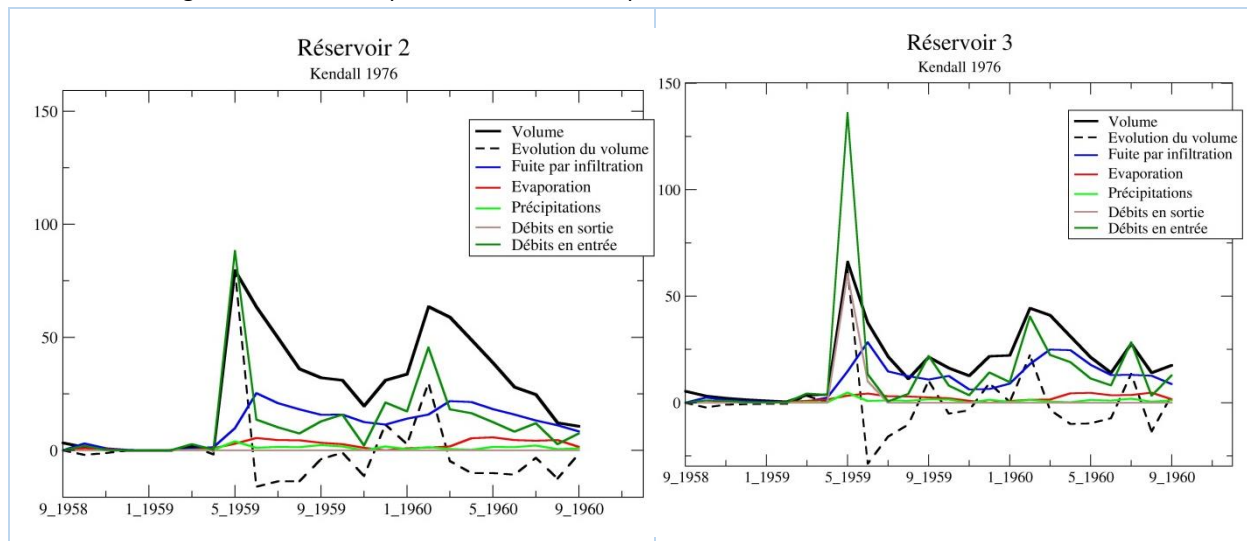


Figure 13 : Bilan hydrique mensuel de deux retenues suivies par Kennon (1966) entre septembre 1958 et septembre 1960. noir : volume de la retenue, noir pointillé: évolution du volume de la retenue, vert foncé: apport sur le bassin d'alimentation, vert clair: précipitation sur la retenue, bleu: perte par infiltration, rouge: perte par évaporation; gris: débits en sortie. Tous les volumes sont exprimés en ML.

Frickel (1972) se focalise sur le bassin de Willow Creek, dans le Montana US, en zone de montagne où un ensemble de réservoirs ont été suivis pendant plus d'une dizaine d'années. Le bassin fait 1400 km², et a vu le nombre de retenues augmenter de façon importante depuis les années 1940, avec en 1968 190 retenues représentant 590 00 ML, soit 42 ML/km². Ces retenues contrôlent 75% du bassin. Les précipitations sont faibles, 320 mm/an en moyenne, et ont lieu surtout en été. Les températures max moyennes en Juillet sont de 30.5° et les températures min moyennes en Janvier de -18.8°. Les écoulements moyens en sortie des réservoirs suivis vont de 44m³/km² à 14 m³/km² environ. Il est déduit que les réservoirs réduisent les débits de crues de 45%, et les débits annuels de 18%. Dans l'étude, les pertes des réservoirs par évaporation ou fuite sont considérées comme négligeables.

Dubreuil et Girard (1973) s'intéressent au bassin du Jaguaribe au NE du Brésil fortement équipé en retenues car il a un sol très imperméable et un climat de type tropical avec des précipitations très irrégulières (moyenne 700 mm/par, ETP environ 2100 mm/an, T° varie entre 25 et 28°). L'étude focalise sur le sous bassin de la Sitia (1790 km²) qui a vu une forte évolution de la densité de barrages (Figure 14).

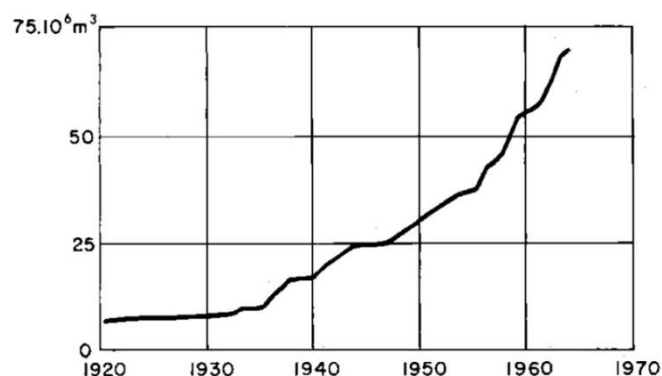


Figure 14 : Evolution du volume stocké sur le bassin de la Sitia au Brésil entre 1920 et 1965 (en m³). Figure issue de Dubreuil et Girard (1973).

En 1965, sur le bassin du Sitia, le stockage atteignait 34 ML/km² et 70 ML/km² sur le Jaguaribe. L'étude se base sur une estimation du bilan hydrique, mais les méthodes ne sont pas bien précisées dans cet article très court. L'évaporation des retenues a été évaluée à 2100 mm/an pour un bassin de 20 m de profondeur, 2600 mm/an pour un bassin de 4 m. Ainsi, en 1965, les pertes par évaporation estimées pour le bassin du Sitia représentent 53% de la capacité de stockage, ce qui est un volume bien supérieur à l'usage de l'eau de ces réservoirs. La fraction du bassin du Sitia capturée par plusieurs réservoirs en série a été estimée (méthode non précisée): la plupart des retenues sont isolées sur leur bassin versant (53% du bassin capté par une seule retenue), et seule une faible partie du bassin est affectée par la présence de retenues en série (Tableau 4).

Tableau 4 : Pourcentage du bassin versant capté par une ou plusieurs retenues selon Dubreuil et Girard (1973) :

Nb Réservoirs	1	2	3	>3
% surface du BV	53	18	4.4	1.4

Pour estimer l'effet de plusieurs réservoirs : l'étude construit à partir d'estimations des flux considérés comme homogènes sur l'ensemble du bassin une courbe permettant d'estimer, à partir des débits observés, les débits naturels en supposant que les réservoirs sont vides ou pleins : Figure 15.

Il est conclu que la présence des retenues réduit les débits moyens de 11 à 24 %, les débits des années sèches (période de retour 5 ans) sont réduits de 27 à 47% et les débits d'une année humide de 17%.

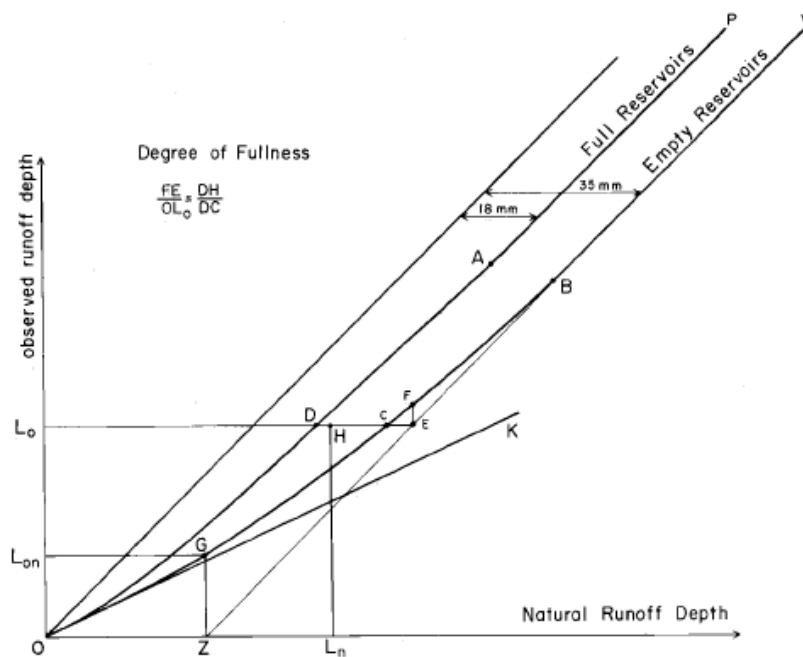


Fig. 2. Influence of the reservoirs on the runoff from the Sitia basin as of 1965.

Figure 15 : Courbe permettant d'estimer l'impact des retenues sur les débits annuels du Sitia: en abscisse les débits naturels, en ordonnées, les débits influencés. L'impact dépend du taux de remplissage des retenues en début de saison. Ici, les courbes pour des retenues initialement vides ou pleines sont présentées. Figure issue de Dubreuil et Girard (1973).

Thompson (2012) étudie l'impact de retenues sur deux bassins parallèles en Nouvelle Zélande (Figure 16 ci-dessous).

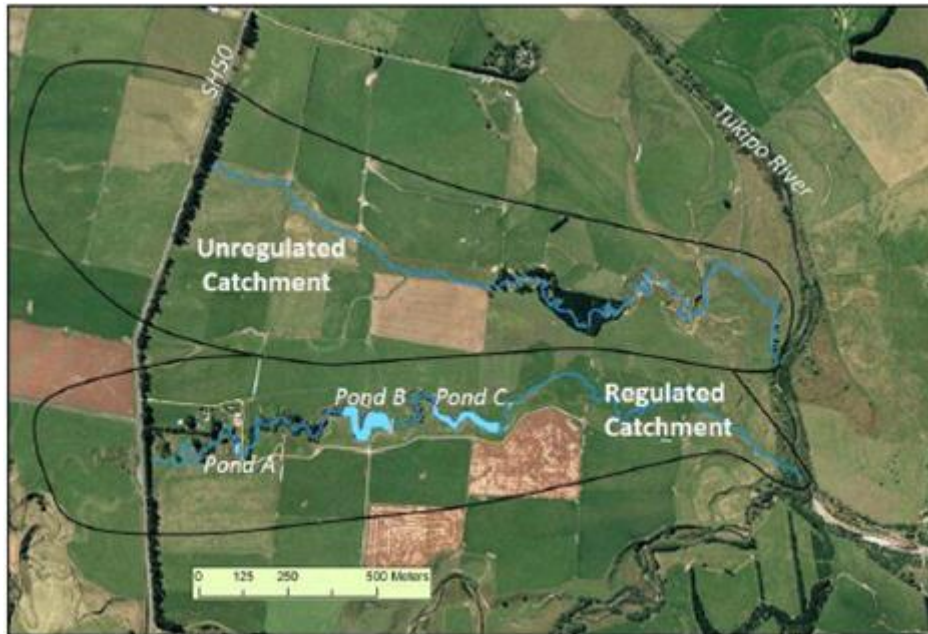


Figure 16 : Image satellite présentant les deux bassins parallèles étudiés par Thompson (2012) : en haut, le bassin non régulé, en bas le bassin régulé avec l'emplacement des 3 retenues

Le bassin non régulé (1.5 km²) est environ 2 fois plus grand que le bassin régulé (0.7 km²), qui est doté de 3 retenues de 0.6 ML, 7 ML et 4 ML (~12 ML) principalement dédiées aux bétails. Des mesures de débits à l'exutoire et du bilan hydrique d'une des retenues permettent d'estimer l'impact hydrologique de ces retenues, entre Juin 2008 et Octobre 2009. Les débits surfaciques sont plus de 40% supérieurs sur la rivière non régulée (360 ML/km² comparé à 216 ML/km²). Les retenues auraient stocké effectivement un volume de 16.6 ML/km², ce qui est inférieur aux pertes par évaporation estimées à 39.5 ML/km².

Liu *et al.* 2013 étudient le bassin du Tarim en Chine (550 000 km²) entre 1940 et nos jours. Ce bassin abrite 9 millions d'habitants et est marqué par un contraste entre un amont humide et un aval assez sec où la végétation puise l'eau dans la nappe. Plusieurs barrages ont été construits depuis les années 1970, facilitant l'irrigation. Les zones agricoles bénéficiant de l'irrigation se sont multipliées avec ces barrages. L'article relie les surfaces agricoles en amont des barrages avec la disponibilité de la ressource en eau de surface (Figure 17). Le constat est que le développement de l'irrigation en amont a asséché l'aval. Cet assèchement a conduit à une réduction d'un grand lac en aval et de la nappe, conduisant à une réduction de la couverture végétale en aval sur la zone située sur la nappe. Des mesures ont été prises en 2000 pour réduire l'impact sur le lac et la nappe. L'article met donc en évidence une relation entre : **développement de retenues → réduction de la ressource en eau aval → déplacement de l'agriculture vers l'amont → aggravation des réductions de débits à l'aval.**

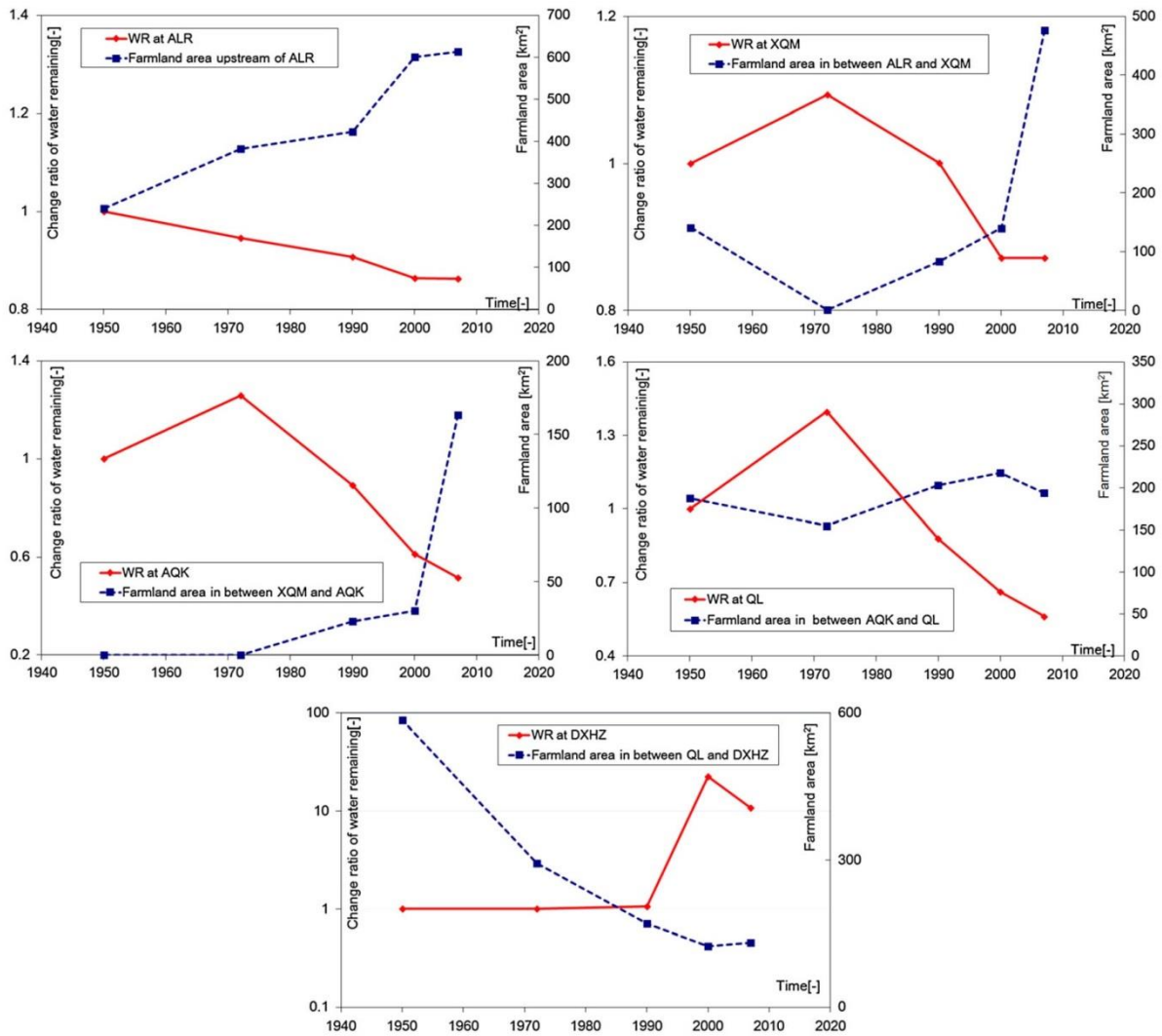


Figure 17 : Variation des surfaces irriguées (en bleu) et des ressources en eau en surface (en rouge) entre l’amont et l’aval du bassin (Figure issue de Liu *et al.*, 2013).

Batchelor *et al.*, 2002 montrent que le déploiement d'agriculture irriguée en amont de la retenue par des prélèvements en nappe a réduit la ressource disponible en aval pour les agriculteurs qui prélevaient auparavant l'eau directement dans la retenue (cf Figure 18).

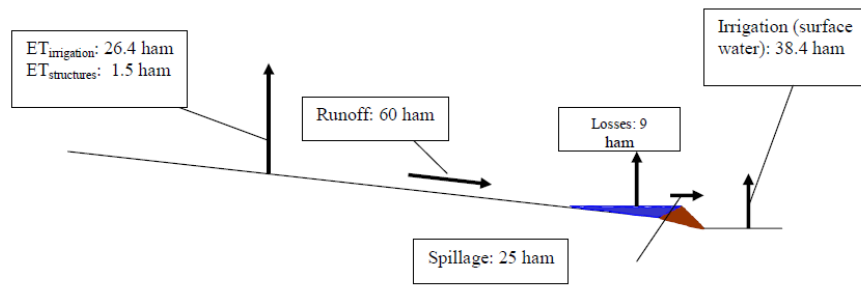


Figure 2. Gundlur tank water balance components before 1990

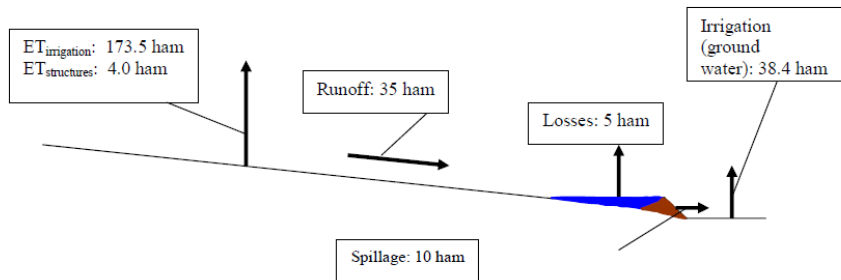


Figure 18 : Cas d'une retenue dont le fonctionnement a été modifié par le développement de l'agriculture irriguée via des prélèvements en nappe. En aval ; l'eau de surface n'est plus disponible pour l'irrigation et les prélèvements se font dans la nappe. Figure issue de (Batchelor *et al.*, 2002).

Schreider *et al.*, 2002 présentent une estimation de l'impact des retenues sur les débits annuels de 6 rivières à partir de la comparaison entre un modèle calé en début de période et des observations sur au moins 10 ans. Cette méthode permet d'intégrer la variabilité du climat dans l'estimation des impacts. Le modèle utilisé est IHACRES. Les résultats montrent que des tendances significatives sont obtenues sur les deux bassins les plus équipés en retenue. **Un résultat important est que pour ces 2 bassins, chaque m³ de stockage en retenue créé réduit le débit annuel de 3 ou 4 m³...** L'impact est donc bien supérieur en aval, du fait de l'évaporation ou de l'impact du changement d'occupation du sol. La Figure 19 ci-dessous illustre la détection des impacts:

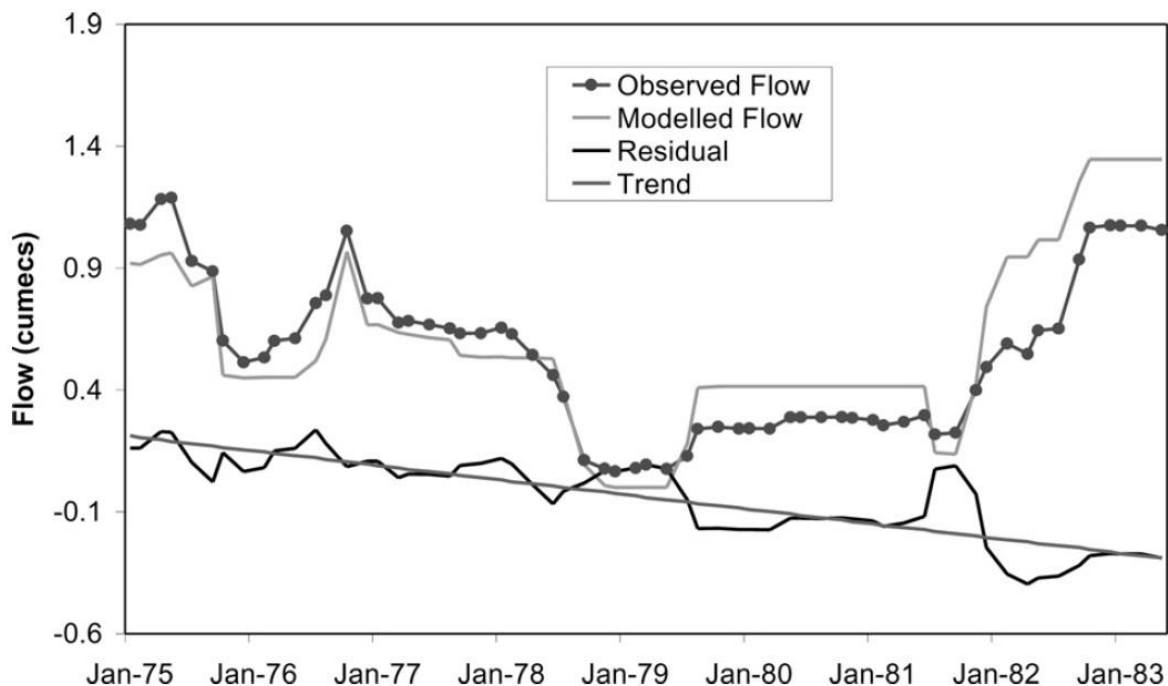


Figure 19 : Evolution des débits observés et simulés sans retenue, différence et tendance sur la différence. Figure issue de Schreider *et al.*, 2002.

Citons également l'étude de Mantel *et al.* (2010) qui analysent statistiquement dans deux provinces de l'Afrique du Sud les relations entre la densité spatiale de petits barrages et différentes caractéristiques du régime hydrologique. Deux indicateurs de densité de retenues sont pris en compte dans ce travail : la densité spatiale du nombre de petits barrages (nombre/aire du bassin^{0.5}) et la densité surfacique des petits barrages (surfaces des barrages/aire du bassin^{0.5}). Concernant le régime hydrologique, les caractéristiques suivantes ont été retenues : débit journalier moyen, Q10*, Q90*, Q50. (Mantel *et al.*, 2010) ont sélectionné un échantillon de 218 bassins versants situés dans ces deux provinces aux climats contrastés : The Western Cape, situé dans le Sud-Ouest du Pays avec un climat tempéré marqué par des pluies principalement en hiver et le Mpumalanga, situé à l'est du pays et marqué par un climat subtropical et des pluies estivales. Les débits journaliers sur au moins 8 ans (et jusqu'à 70 ans) et les caractéristiques des petits barrages sont issus de bases de données nationales. L'analyse multivariée montre que dans la région du Western Cape une corrélation négative existe entre la densité de petits barrages et les caractéristiques des débits (MDF, Q75, Q50, Q10) alors que dans la région du Mpumalanga, cette corrélation est mise en évidence pour les débits les plus faibles (Q90). Les auteurs attribuent ainsi l'effet des petits barrages sur les débits. Cette différence d'impact est attribuée par les auteurs au climat du Western Cap marqué par des températures plus élevées et également une évaporation plus forte en été. Cette analyse repose sur l'hypothèse que pour chaque bassin versant sélectionné, ses propriétés, et notamment la densité de petits barrages, aient été constantes durant la durée de la chronique de débits utilisés pour calculer les caractéristiques du régime hydrologique. Aucune information étayant cette hypothèse n'est donnée dans l'article.

III.4 EFFET CUMULE ESTIME A PARTIR DE LA MODELISATION

III.4.1 Les modèles et la démarche de modélisation

La grande majorité des études scientifiques sur l'effet hydrologique cumulé des retenues a eu recours à la modélisation hydrologique et/ou hydrogéologique. Par la modélisation, il s'agit de simuler l'état hydrologique des retenues ainsi que les flux d'eau dans le bassin versant contrôlés ou impactés par le réseau de retenues.

Tous les travaux de modélisation recensés dans cette synthèse (à une exception près que nous soulignerons dans la section) s'appuient sur un bilan hydrologique des retenues (prises individuellement ou agrégées) couplé à une méthode d'estimation des écoulements dans le bassin versant (ruissellement, débit, écoulement de nappe, recharge de nappe) (Figure 20). Les « sorties » du modèle sont donc généralement constituées de la simulation de l'état hydrologique des retenues (Figure 21) et du débit à l'exutoire du bassin versant, ou comme nous le montrerons, au sein du bassin versant pour certaines approches de modélisation. L'effet cumulé du réseau de retenues est estimé sur la base d'indicateurs hydrologiques calculés à partir de simulations avec et sans prise en compte des retenues dans le modèle (Figure 22).

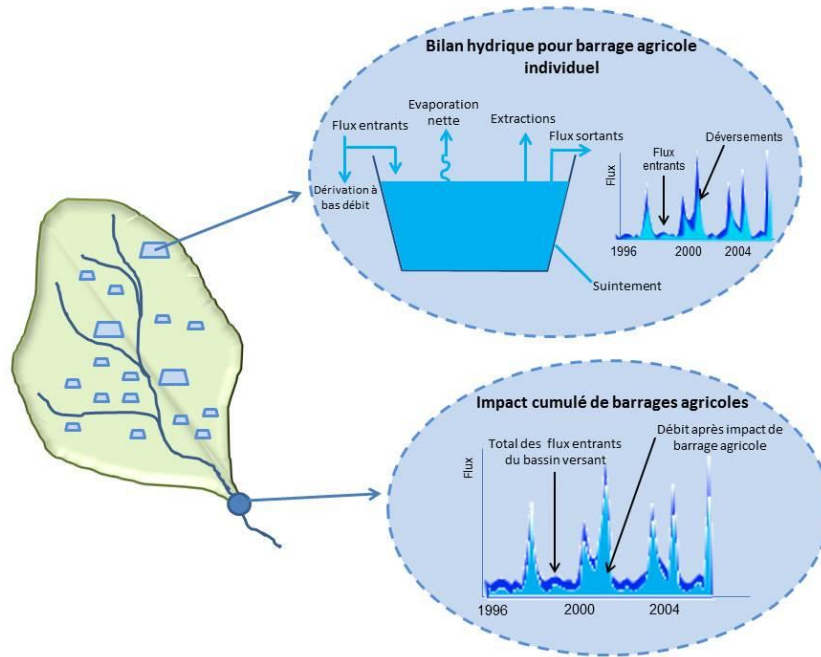


Figure 20 : Représentation conceptuelle d'un modèle hydrologique pour la simulation de l'effet cumulé des retenues sur le débit à l'exutoire (modèle TEDI, (Nathan et Lowe, 2012)).

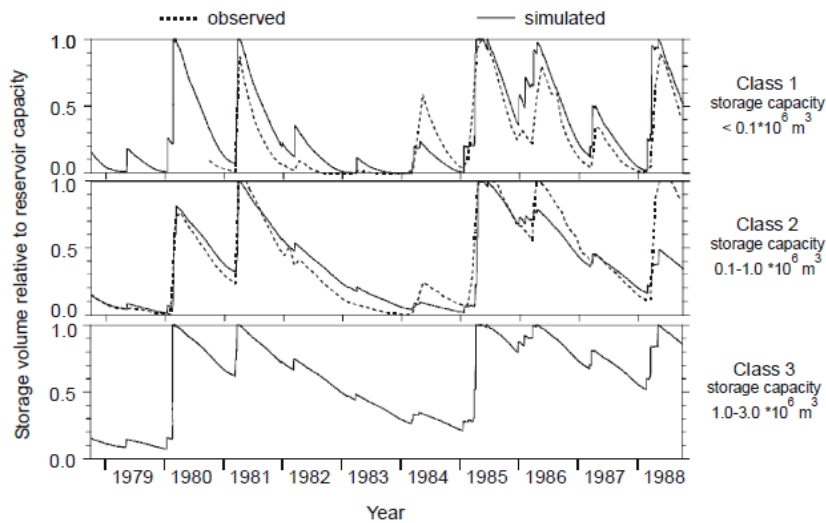


Figure 21 : Exemple d'une comparaison entre observations (pointillés) et simulations (trait plein) des volumes d'eau dans des retenues du bassin versant de Taua -Ceara, Brésil- (Güntner *et al.*, 2004).

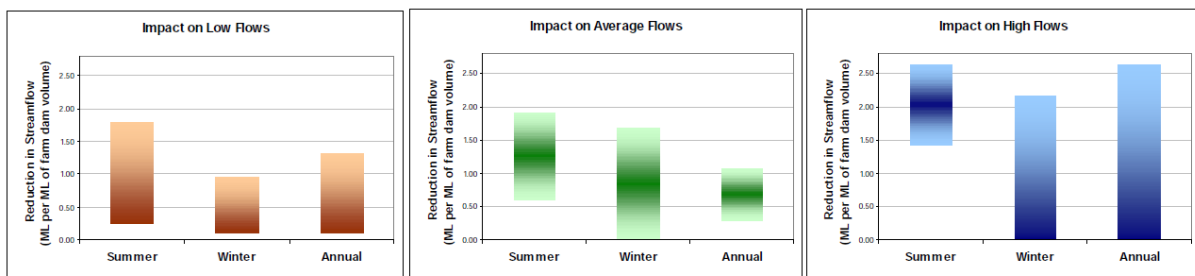


Figure 22 : Impacts des réseaux de retenues sur les débits des rivières en été, en hiver et en moyenne sur l'année. La différence de débit est rapportée à la capacité cumulée des retenues. Les valeurs sont une compilation d'estimations

faites par modélisation sur un ensemble de bassins versants dans la province de Victoria – Australie- (Nathan et Lowe, 2012).

Pour synthétiser les travaux de modélisation cherchant à estimer l'effet hydrologique cumulé de retenues, nous avons choisi une structure selon les grandes étapes de la démarche de modélisation généralement suivie :

- recensement des retenues et de leurs propriétés ;
- représentation spatiale des retenues ;
- modélisation des flux d'eau dans le bassin versant ;
- incertitude sur la simulation de l'effet cumulé.

III.4.2 Méthodes de recensement des retenues et de leurs propriétés

La simulation de l'impact des retenues requiert de connaître le nombre de retenues dans le bassin versant étudié et d'en caractériser les propriétés. Le niveau de caractérisation dépend de l'approche de modélisation, puisqu'en fonction de la représentation dans le modèle, la quantité d'information nécessaire est plus ou moins importante. Cependant, le volume stockable dans les retenues, également appelée capacité des retenues, est une caractéristique commune nécessaire à toutes les approches de modélisation. Selon les approches, le grain spatial de l'information peut varier (mailles, sous bassin, bassin). Ce volume est parfois agrégé dans une unique retenue virtuelle équivalente dont le volume est la somme des volumes présents, et dans ce cas, le nombre de retenues présentes sur le bassin n'est pas nécessaire (cf. section mode de représentation des retenues dans les modèles). La plupart des modèles intègrent le nombre de retenues présentes, ou la distribution des retenues selon leur volume (ie, le nombre de retenues de différents volumes). Selon les modèles, la localisation des retenues est une propriété également requise pour les simulations. La surface maximum des retenues est également une caractéristique commune aux modélisations, caractéristique généralement nécessaire pour estimer les flux à la surface de la retenue : flux d'évaporation et d'infiltration, ainsi que les apports directs par les précipitations. In fine, la surface d'alimentation de la (des) retenue(s), également appelée aire contributive - ou drainée- des retenues, est une caractéristique utilisée par certaines des approches de modélisation, afin d'estimer les apports par écoulement à la (aux) retenue(s). Nous synthétisons ci-après les méthodes développées pour estimer (i) le nombre et la localisation des retenues, (ii) leur capacité, (iii) leur surface et (iv) leur surface d'alimentation.

III.4.2.a- Estimation du nombre et de la localisation des retenues

Le recensement du nombre de retenues peut s'appuyer sur des inventaires effectués par les organismes de gestion (Hawley, 1973 ; Smith, 2002 ; Nathan et Lowe, 2012). Cependant, il n'y a souvent pas d'obligation légale de déclarer les petites retenues, les inventaires sont donc généralement incomplets. La plupart des études font appel à des analyses d'images aériennes et satellitaires pour dénombrer voire localiser les retenues (Culler, 1966 ; Dubreuil et Girard, 1973 ; Ignatius, 2014 ; Fowler *et al.*, 2015 ; Malveira *et al.*, 2012). Lowe *et al.*, 2005 précisent que les images aériennes sont plus exploitables que les cartes, et qu'une résolution de 1:25 000 au moins est nécessaire. Carvajal *et al.*, 2014 illustrent bien la difficulté de détecter les toutes petites retenues via des photos aériennes. Toutefois, notons que la plupart des études de modélisation d'impact des retenues ont combiné plusieurs méthodes pour atteindre un recensement le plus exhaustif possible sur leur zone d'étude. Notons également qu'à notre connaissance, seuls (Lowe *et al.*, 2005) ont tenté une analyse comparative de l'intérêt et des limites des sources d'information et de leur traitement en vue de recenser les retenues et leur surface.

En zone aride ou semi-aride, les retenues peuvent s'assécher totalement, ce qui a amené Malveira *et al.* (2012) à établir le recensement des retenues à partir d'images prises à la fin de la saison des pluies, période marquée par un remplissage maximum des retenues. Une autre stratégie suivie par Nathan *et al.* (2005) est d'établir le recensement à partir d'images aériennes prises à deux dates bien séparées, la capacité à localiser une retenue dépend en effet de son état de remplissage et également de l'état de la végétation environnante.

Dans le cas de territoire ayant connu un développement du réseau de retenues sur un laps de temps relativement court, un inventaire unique est suffisant. Cependant, sur les territoires ayant connu un développement progressif des retenues au cours du temps, l'inventaire à un instant donné peut ne pas être suffisant. Il est alors nécessaire de répéter l'inventaire à différentes dates clés du développement et d'intégrer le taux de développement des retenues dans la modélisation hydrologique (Figure 23).

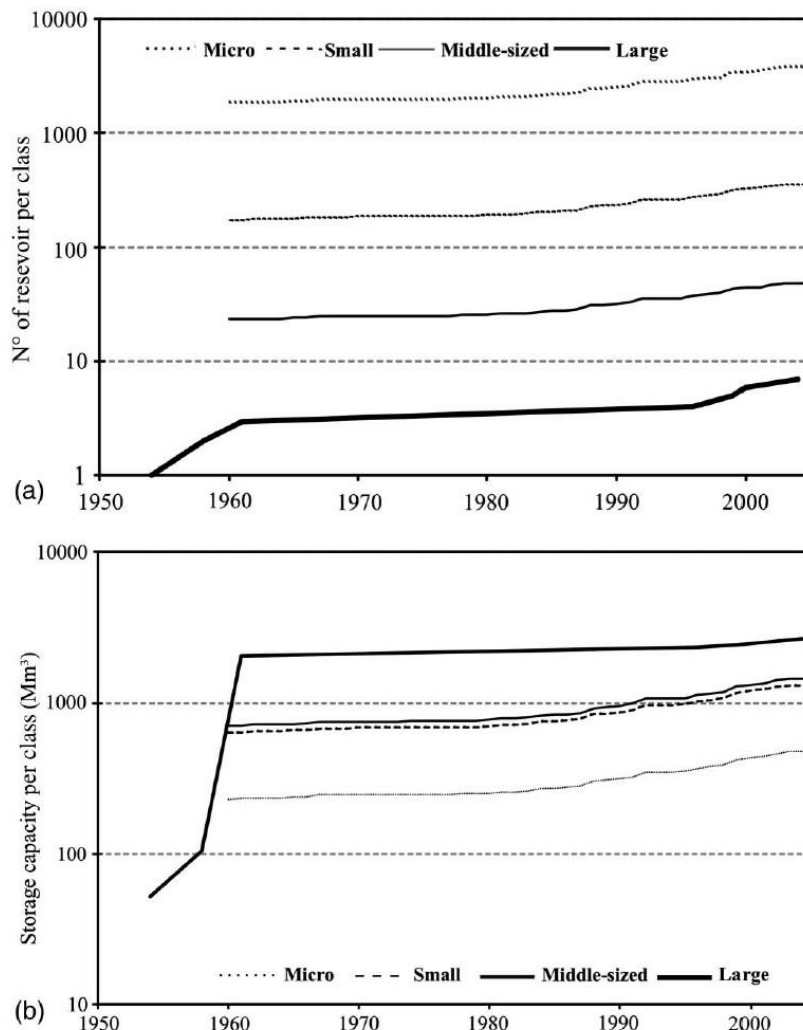


Figure 23 : Evolution dans le temps des micro réservoirs ($<1 \text{ hm}^3$), des petits réservoirs ($1-10 \text{ hm}^3$), des réservoirs de taille moyenne ($10-50 \text{ hm}^3$) et des grands réservoirs ($> 50 \text{ hm}^3$) sur le bassin de la Jaguaribe Amont : a) en nombre de réservoirs par classe b) capacité de stockage par classe (hm^3) (Malveira, Araújo *et al.*, 2012).

Dans les études s'attachant à estimer l'impact hydrologique cumulé des retenues, le nombre de retenues varie de $0.003/\text{km}^2$ (Meigh, 1995) à $39/\text{km}^2$ (Carvajal *et al.*, 2014).

III.4.2.b- Estimation de la surface des retenues

Comme pour le nombre de retenues, la surface des retenues peut être issue d'inventaire, mais est plus généralement estimée à partir de traitement de différentes sources d'information : photographies aériennes (Hughes *et al.*, 2010 ; Malveira *et al.*, 2012 ; Lowe *et al.*, 2005), d'images satellite (Hughes *et al.*, 2010; Malveira *et al.*, 2012 ; Lowe *et al.*, 2005) ou de MNT (Lowe *et al.*, 2005). Notons que l'approche suivie par quasiment toutes les études de modélisation de l'impact des retenues est de mobiliser plusieurs sources d'information voire pour une même source plusieurs méthodes de traitement, afin d'avoir une estimation de surface la plus fiable possible.

Bien que ce ne soit pas systématiquement souligné dans les études que nous avons pu consulter, celles-ci supposent implicitement que la surface estimée à partir des informations et traitements qu'elles mobilisent correspond à la surface maximum de la retenue (correspondant à une retenue ayant atteint sa capacité maximum). Pour autant, cette hypothèse pour qu'elle soit valide nécessite que les images utilisées aient été réalisées au cours des saisons humides, pendant lesquels la probabilité d'observer des retenues pleines est maximum. La surface de l'eau stockée par une retenue peut en effet varier fortement au cours du temps, entre une surface maximum correspondant à une retenue ayant atteint sa pleine capacité, et une surface nulle pour une retenue s'étant totalement vidée ou asséchée, cas d'espèce rencontré fréquemment en milieu aride ou semi-aride. Or dans les études consultées, les dates de prises de vue utilisées au regard de l'état hydrologique des bassins versants et des retenues sont rarement précisées.

Les surfaces détectées varient de 80 m² (Smith, 2002) à quelques km² (les retenues plus grandes étant jugées comme des barrages et ne sont pas considérées).

III.4.2.c- Estimation de la capacité de stockage des retenues

La capacité de stockage des retenues est une des caractéristiques les plus importantes dans la simulation de l'impact des retenues. Elle est pour autant difficile à estimer. La plupart des études se base sur une relation de type loi puissance entre surface de la retenue et volume.

(Molle, 1991) donne des bases rationnelles aux relations capacité-surface-hauteur des retenues à partir d'une analyse géométrique de leurs formes (Figure 24). Il en déduit les relations suivantes entre hauteur (H), volume (V) et surface (A) d'une retenue :

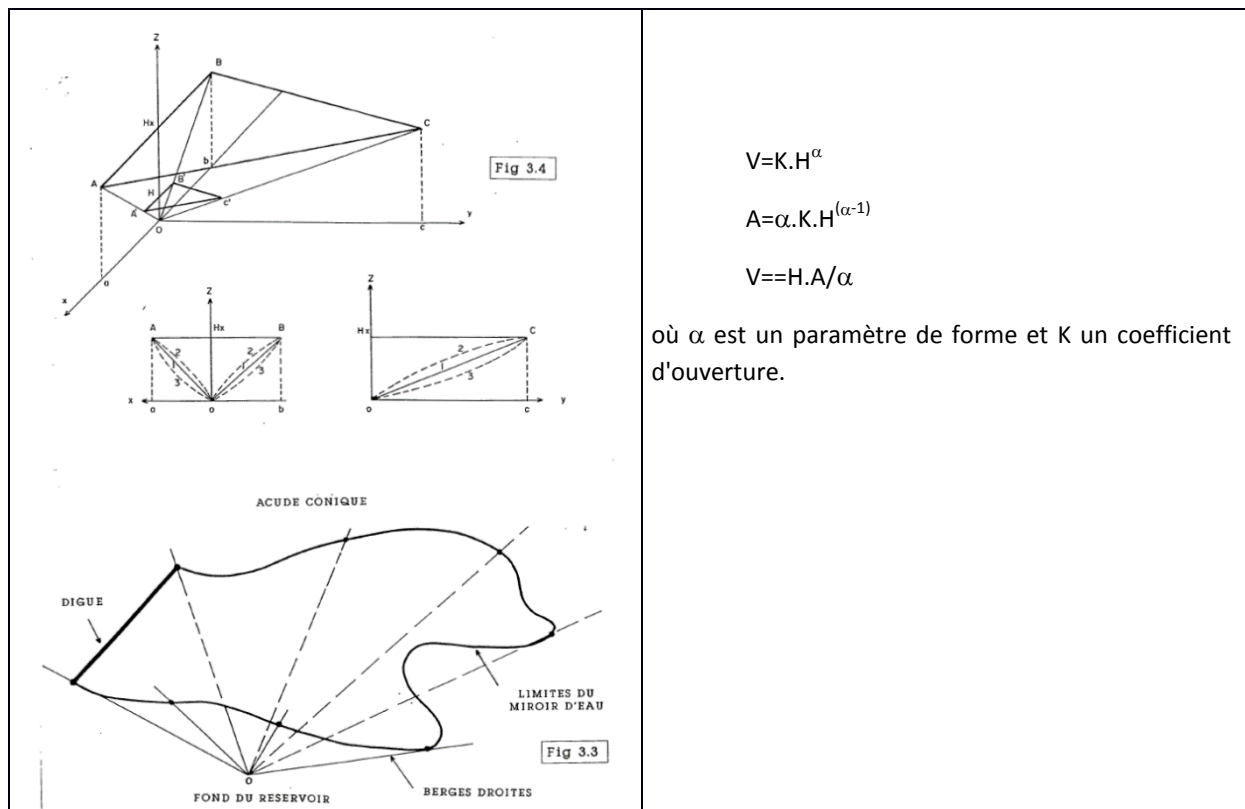


Figure 24 : Analyse géométrique d'une retenue par analogie avec un réservoir pyramidal (Molle, 1991).

$$V=K.H^\alpha$$

$$A=\alpha.K.H^{(\alpha-1)}$$

$$V=H.A/\alpha$$

où α est un paramètre de forme et K un coefficient d'ouverture.

L'ajustement de ces relations à un échantillon de 314 retenues dans le Nord-Est brésilien aboutit à une valeur de α de 2,702 (écart-type de 0,416) et de K de 3049 (écart-type de 5641).

Il faut souligner que l'analyse géométrique produite par Molle (1991) a été largement validée de façon empirique par les études ultérieures menées sur les retenues. La plupart des études menées sur l'impact cumulé des retenues ont dérivé les relations V-A-H à partir d'un échantillon local de retenues pour lesquelles les surfaces et volumes des retenues étaient connus (Malveira *et al.*, 2012 ; Hughes et Mantel, 2010 ; Lowe *et al.*, 2005) et ont montré des relations de type loi puissance en accord avec celles proposées par Molle. Thompson (2012) a relevé une douzaine de relations V-A dans la bibliographie (Tableau 5) et montre que pour une surface donnée, les différentes estimations du volume à partir de relations issues d'une douzaine de références varient de moins de 1ML à 14 ML (Figure 25).

Tableau 5 : Relations Volumes vs Surface et références associées. Tableau issu de Thompson, 2012.

Area - Volume Relationship	Ref #	Method and Location of Derivation	Reference
$V = 0.0016 A^{1.56}$ $V = 0.077 A^{1.3}$	1a 1b	Two catchments, different relationships attributed to differences in geographical relief; South Africa.	Maaren and Moolman, 1985
$V = 0.187A^{1.25}$	2	18 pond volumes up to 100 ML measured; Australia.	Srikanthan and Neil, 1989
$V = 0.0738 A^{1.25}$	3	15 of 305 small ponds measured; Botswana.	Meigh, 1995; Finch, 1997
$V = 0.2A^{1.2604}$	4	Methodology not documented; Australia.	Pikusa, 1999; Savadamuthu, 2003
$V = 0.44A^{1.4}$	5	26 pond volumes of <2-39 ML measured; Australia.	McMurray, 1996
$V = 1.6 A - 108.6$ $V = 3.5 A - 5742.5$	6a 6b	$A < 3000m^2$, high irrigation demand. $A > 3000 m^2$, high irrigation demand. 100 ponds mostly <50 ML measured; Australia.	Billington and Kotz, 1999
$V = 0.1757 A^{1.2731}$	7	42 ponds measured; Australia.	SKM, 2001
$V = 16 A$ $V = 20 A$	8a 8b	Low relief, ponds <50,000 m ² . Hilly relief, ponds <50,000 m ² ; South Africa.	Pitman and Pullen, 1989
$V = 2 A^{1.25}$ $V = 2.2 A$ $V = 0.215 A^{1.26}$ $V = 2.8 A$	9a 9b 9c 9d	Low demand; $A < 15,000 m^2$. Low demand; $A \geq 15,000 m^2$. High demand; $A < 20,000 m^2$. High demand; $A \geq 20,000 m^2$; Australia.	McMurray, 2004
$V = 0.145A^{1.314}$	10	152 ponds of 0.4-420 ML measured; Australia.	Lowe et al., 2005
$V = 0.002A^{1.0713}$ $V = 2 \times 10^{-7} A^{1.92}$	11a 11b	Ponds in gullies; >10 ML. Ponds on flat land; >10 ML; dam inventory database, New Zealand.	Eden, 2006 (unpublished)

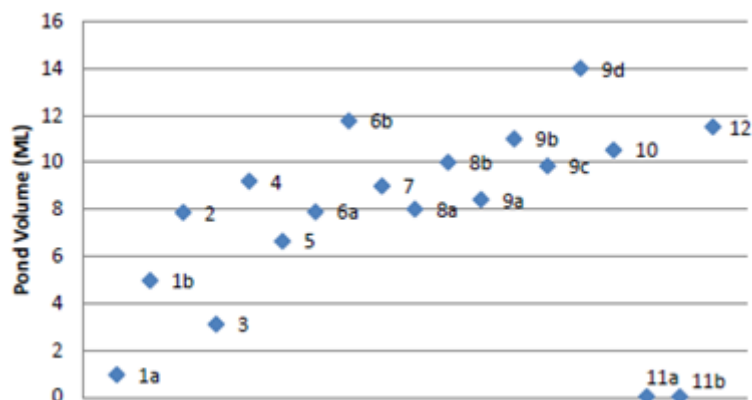


Figure 25 : Estimation du volume d'une retenue de surface 5000m² à partir d'une douzaine de relations [volume vs surface] citées dans la littérature. Figure issue de Thompson (2012).

III.4.2.d- Estimation du bassin d'alimentation de la retenue

La surface du bassin d'alimentation des retenues est une propriété importante, en particulier pour les retenues qui ne sont pas situées en rivière. Cette surface peut être issue d'inventaire ou estimée à partir de traitement géomatique. Hugues et Mantel (2010) notent qu'une difficulté du traitement d'images est de bien distinguer les retenues connectées directement au cours d'eau de celles qui ne le sont pas, la taille des bassins associés étant alors très différente. Dans tous les cas l'estimation des surfaces par inventaire ou traitement géomatique est souvent limitée à un nombre restreint de retenues ; l'extrapolation à l'ensemble des retenues est réalisée en supposant des relations entre surface d'alimentation et propriétés locales des retenues. Habets *et al.*, 2014 considèrent que la taille du bassin versant d'alimentation est proportionnelle à la surface de la retenue (20 à 200 fois plus grande). Nathan *et al.*, 2005 considèrent une évolution linéaire de la surface du bassin d'alimentation entre grandes (5 ML) et petites (100 ML) retenues, avec une adéquation aux observations qui n'est cependant pas optimale (Figure 26).

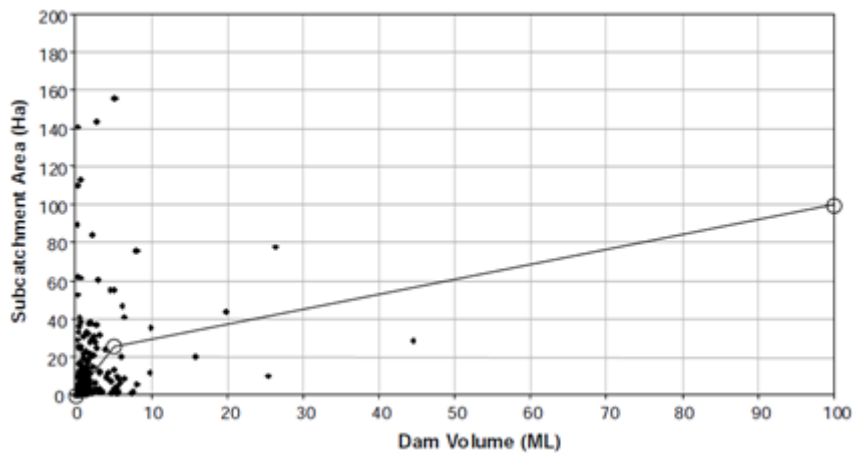


Figure 26 : Relation linéaire entre le volume d'une retenue et son bassin d'alimentation et comparaison avec les données acquises localement (Nathan *et al.*, 2005).

Cette relation est nettement améliorée par Fowler *et al.*, 2015 qui introduisent une relation non linéaire entre la taille du bassin versant et le volume de la retenue. Il est cependant certain que ces relations sont spécifiques aux bassins d'étude et ne peuvent pas être généralisées à des contextes très différents.

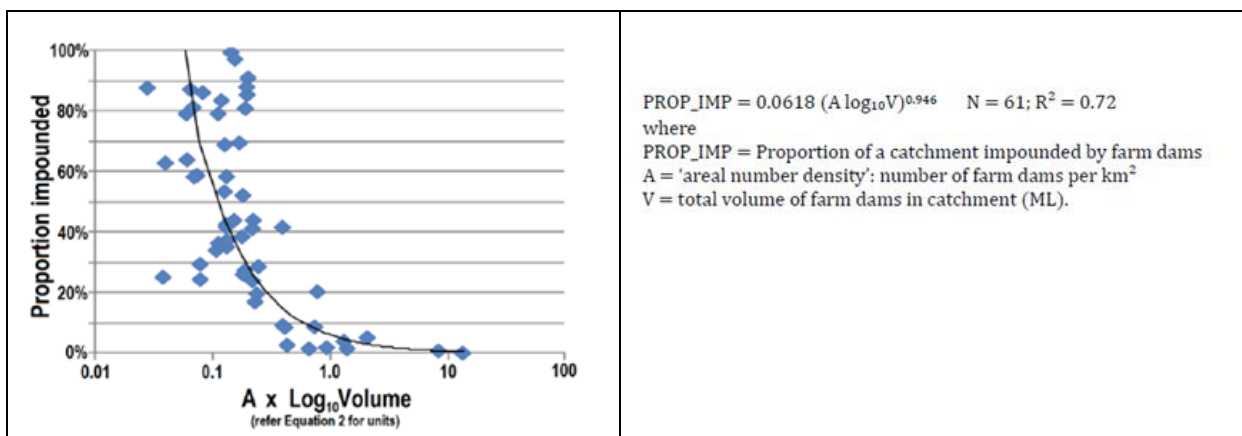


Figure 27 : Relation entre le volume des retenues (en ordonnée) et la fraction du bassin d'alimentation des retenues. Figure issue de Fowler *et al.*, 2015.

Nathan *et al.*, 2005 dans un article de synthèse sur les études d'impact des retenues en Australie montrent que le volume stocké dans les bassins tend à augmenter lorsque les précipitations annuelles décroissent (Figure 28),

ce qui est cohérent avec l'augmentation de la demande en eau, mais qu'on ne retrouve pas sur l'ensemble des articles traitant de cet aspect notamment parce qu'ils intègrent des lacs naturels (par exemple (Smith, Renwick *et al.*, 2002 ; Downing *et al.*, 2006).

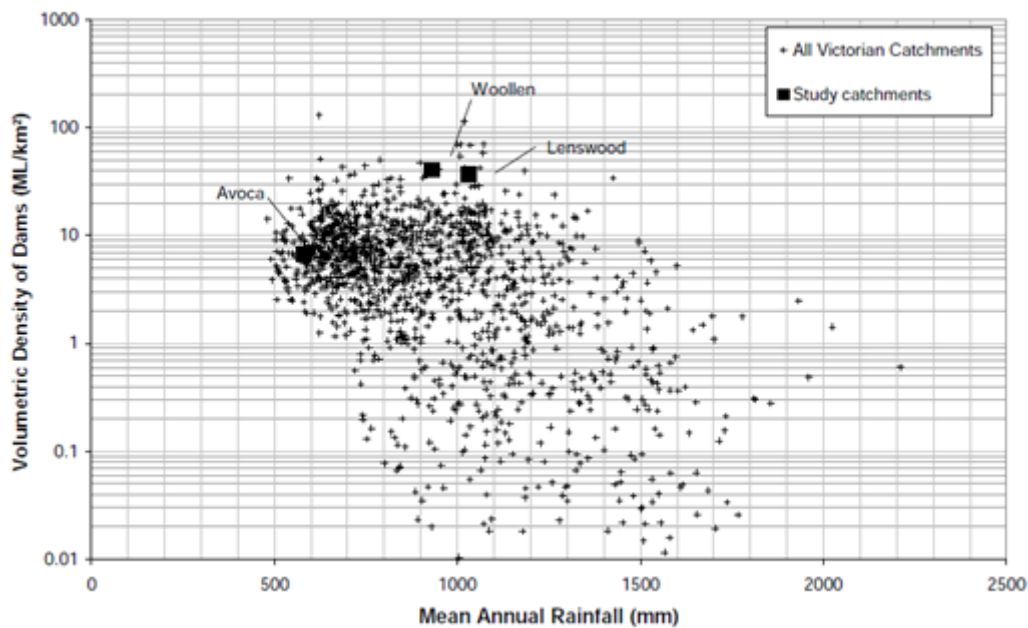


Figure 28 : Densité de volume stocké en ML/km² en fonction des précipitations moyennes annuelles à partir d'analyse régionale menée en Australie. Figure issue de Nathan *et al.*, 2005.

III.4.2.e- Simulation de la gestion des retenues

Trois éléments de gestion des retenues peuvent être considérés : les modes de remplissage, les modes de prélèvement, et les modes de régulation de la restitution pour limiter l'impact sur les rivières aval. Si les prélèvements sont toujours pris en compte d'une manière ou d'une autre dans les modélisations (cf. section ci-dessous), les modes de remplissage et de régulation sont rarement intégrés. Cela est en partie lié au fait que la plupart des études représentent des retenues de type collinaire, ie, souvent non connectées à une rivière et qui se remplissent donc via un bassin d'alimentation. Leur mode de fonctionnement est de type remplissage et écoulement par débordement (« fill and spill ») avec ou sans vidange par infiltration alimentant la nappe. Cela correspond de fait à la majorité des retenues existantes. Ces retenues ne pouvant pas être déconnectées de leur bassin d'alimentation, et ne possédant pas de possibilité de restitution au cours d'eau en dehors des débordements ne peuvent avoir une période de remplissage limitée, ni de débits réservés.

Parmi les études intégrant des modes de gestion, Habets *et al.*, 2014 se sont intéressés à des retenues de type substitution, ie, qui ne peuvent se remplir que sur une période limitée à 3 ou 5 mois afin de répondre au besoin des gestionnaires cherchant à limiter l'impact des retenues sur les crues automnales en France. Habets *et al.*, 2014 indiquent que les impacts sur les débits sont moins importants lorsque le remplissage est limité à 3 mois, d'une part parce que les prélèvements se situent pendant les périodes de hauts débits, et d'autre part parce que les retenues sont alors moins aptes à se remplir les années sèches, et prélèvent donc moins d'eau. Thompson (2012) prend en compte un chenal de dérivation visant à maintenir des bas débits sur le bassin du Haut Tukipo en Australie. Thompson indique alors que la dérivation simulée de 0.5ML/km² durant les 5 mois de bas débit permet de réduire les périodes de crise (interdiction de prélèvement) de 4 jours, soit, 5% de réduction des jours de restriction.

Lorsque les prélèvements dans les retenues sont pris en compte explicitement dans les modélisations, il s'agit majoritairement de prélèvements agricoles. Il y a peu de prélèvement pour l'alimentation en eau potable ni pour des usages mixtes. Les méthodes prises pour intégrer les prélèvements pour retenues agricoles sont détaillées ci-dessous.

Un certain nombre d'études ne simulent pas les prélèvements dans les retenues, mais considèrent un niveau donné en début de saison. C'est le cas par exemple des études de Deitch *et al.*, 2013 ou Habets *et al.*, 2014, qui considèrent que la retenue a été vidée complètement par les usages. Martinez-Alvarez *et al.*, 2008 notent que dans le Sud de l'Espagne, il est d'usage de maintenir dans les retenues d'irrigation environ 1/3 de la hauteur d'eau maximale (ce qui permet certainement de réduire les risques sur la structure). Cependant, plusieurs études notent effectivement des retenues vides une partie de l'année associées à des écoulements intermittents ou à des retenues pour écrêtage de crues (Glendenning *et al.*, 2012 ; Kennon, 1966).

Modélisation des pratiques de prélèvement

Les prélèvements en eau dans les retenues à usage agricole visent à irriguer les cultures ou à abreuver les animaux. Dans la littérature scientifique, deux grands types de méthodes sont mobilisées pour quantifier ces prélèvements.

Une première approche, principalement mobilisée par des chercheurs australiens, consiste à considérer que le volume annuel des prélèvements représente un certain pourcentage de la capacité totale de la retenue. Ce pourcentage est le plus souvent obtenu par enquête auprès des propriétaires des retenues et parfois par télédétection (Fowler *et al.*, 2015). Estimé en moyenne à 83% pour l'ensemble de l'Australie, avec des variations de 10 à 400% (Lowe *et al.*, 2005), il s'avère être très variable selon les états d'Australie et selon l'usage (irrigation vs. abreuvement du bétail). Ainsi Fowler *et al.* (2015) rapportent des pourcentages médians variant de 35% en Western Australia à 83% en Victoria pour l'irrigation, tandis que les pourcentages médians sont plus stables pour l'abreuvement du bétail : 48% et 50% pour respectivement le Queensland et le Victoria. (Nathan, Lowe), Fowler *et al.*, ou encore Teoh (2002, cités par (Cetin *et al.*, 2009)) répartissent les prélèvements de manière uniforme tout au long de l'année à hauteur de ce pourcentage de la capacité des réservoirs. Au contraire (Cetin *et al.*, 2009) prennent en compte la variabilité temporelle des prélèvements, pour répartir les prélèvements au cours de l'année sur une base mensuelle, avec des distributions temporelles différentes selon l'usage de la retenue (irrigation vs. alimentation en eau potable ou pour le bétail) et selon l'intensification de cet usage (pâturage vs agriculture irriguée et intensive). Ces auteurs montrent que la variation temporelle des prélèvements a un impact sur l'importance des flux de ruissellement.

La deuxième approche consiste à estimer les montants prélevés en valeur absolue (c'est-à-dire indépendamment de la capacité de la retenue). Pour l'abreuvement du bétail, (Fowe *et al.*, 2015) considèrent que les prélèvements correspondent à la satisfaction des besoins du bétail, à savoir 35 litres par unité de bétail tropical pour leur étude se situant au Burkina Faso. Néanmoins, (Hughes et Mantel, 2010) remarquent qu'on dispose rarement d'information fiable sur le nombre et le type de bétail abreuvé par retenue. Concernant l'usage irrigation, rappelons qu'il est important de distinguer les besoins en eau des cultures, les demandes en eau des agriculteurs et les prélèvements d'eau réels des agriculteurs. Les besoins en eau des cultures mesurent les besoins des plantes pour atteindre un rendement potentiel. Or les pratiques des irrigants permettent rarement de satisfaire exactement ces besoins compte tenu de différentes contraintes techniques et organisationnelles. L'irrigant vise un objectif de rendement qui peut être inférieur au rendement potentiel, en particulier si ses contraintes de matériel ou de temps disponible ne lui permettent pas d'arroser toutes ses parcelles au niveau optimal. On définit ainsi la demande en eau de l'irrigant qui intègre ces contraintes au sein de sa stratégie d'irrigation. Cette demande en eau est encore différente des prélèvements réels puisque des pannes ou des restrictions/interdictions administratives peuvent ensuite intervenir au cours de la saison. Dans la littérature consultée, on voit que, au mieux, les prélèvements en eau sont assimilés aux besoins en eau des

cultures. (Hughes et Mantel, 2010) justifient une telle simplification de la modélisation des prélèvements d'irrigation par le fait que l'information sur la gestion des prélèvements, notamment au travers de règles de décision, est rarement disponible. Les informations disponibles concernent au mieux le volume annuel prélevé et/ou la surface irriguée et le type de culture. Ainsi, par exemple, (Fowe *et al.*, 2015) estiment les prélèvements d'irrigation en les assimilant aux besoins des cultures calculé en fonction du coefficient cultural des cultures (k_c), qu'ils obtiennent grâce aux tables de la FAO (Doorenbos, Aboukhaled *et al.*, 1977), et de l'évapotranspiration potentielle (ET0). Cette estimation, $k_c \cdot ET_0$, permet de prendre en compte les conditions climatiques de l'année en cours, y compris leurs variations intra-annuelles. D'autres auteurs (par exemple, (Carvajal *et al.*, 2014) simplifient encore cette estimation des prélèvements en prenant comme estimateur la consommation en eau mensuelle moyenne d'une culture.

La modélisation adoptée par (Fowe *et al.*, 2015) conduit à évaluer que, dans leurs conditions spécifiques – un petit réservoir du centre-ouest du Burkina Faso, 20% de l'eau est prélevée, contre 60% qui est évaporée.

Lorsqu'il y a plusieurs retenues ou que la retenue est une ressource parmi d'autres (nappe, rivière), il peut être important de modéliser dans quelle(s) retenue(s) se font les prélèvements d'eau, selon quel ordre et quelle temporalité, et à quelle hauteur. Cela renvoie clairement aux stratégies de prélèvement des agriculteurs. Or la diversité des retenues et/ou des ressources en eau est rarement prise en compte dès lors qu'il s'agit de modéliser les prélèvements en eau. Ainsi, même s'il y a plusieurs retenues sur leur bassin, (Fabre *et al.*, 2015) n'en modélise qu'une seule correspondant à la somme de toutes. (Perret *et al.*, 1999) toutefois mentionne l'existence d'une telle stratégie, très basique : prélever l'eau pour l'irrigation dans le lac collinaire, puis quand celui-ci est vide, utiliser l'eau du réseau d'eau potable. Il n'a finalement pas été possible de trouver de référence scientifique détaillant plus (ou utilisant pour la modélisation) des stratégies d'agriculteurs pour l'utilisation de leurs différentes ressources en eau. Dans un registre proche, (Perret *et al.*, 1999) évoque, sans toutefois les détailler, l'existence de règles collectives pour gérer le remplissage des retenues individuelles à partir de la retenue collective. Dans l'exemple présenté, un niveau seuil dans la retenue collective en dessous duquel les retenues individuelles ne sont plus approvisionnées est défini. Cette règle permet plus d'équité entre les irrigants, ceux ayant une retenue individuelle alimentée par la retenue collective et ceux n'en n'ayant pas et ne prélevant que dans la retenue collective. Il semble donc que les agriculteurs ayant accès à la retenue collective et leur propre retenue doivent développer des stratégies pour maximiser la durée de leur accès à l'eau, mais celles-ci ne sont malheureusement pas explicitées.

Au final, la caractérisation des retenues renvoie à des lacunes et questions scientifiques. Les méthodes télédéteectées (satellitaires ou aériennes) devraient à terme permettre de disposer d'outils et de bases de données relatives à la localisation des retenues. Il est difficile, long et couteux de collecter les caractéristiques de chaque retenue (surface, capacité, aire drainée,...) à partir d'observations et de relevés de terrain. Des relations entre ses caractéristiques ont été proposées et utilisées jusqu'à présent ; pour autant, la pertinence de ces relations, mais surtout leur régionalisation semblent être des questions ouvertes. Plus précisément il s'agit de mieux comprendre et préciser les déterminants géologiques, morphologiques et hydro-climatiques dans les relations entre capacité, surface et aire drainée des retenues. Par ailleurs, la méconnaissance des déterminants agronomiques et sociaux des prélèvements à usage agricole (volumes prélevés et répartition des volumes dans le temps) apparaît également comme une lacune scientifique à combler.

III.4.3 Modes de représentation spatiale des retenues

Le mode de représentation spatiale du réseau de retenues dans un bassin versant constitue une des principales clés de différenciation dans les modélisations recensées dans la littérature scientifique. Nous classons les modes selon trois grandes catégories : (i) l'approche globale (le réseau de retenue est représenté par une unique retenue équivalente, (ii) l'approche statistique (par classes de capacité de retenue), et (iii) l'approche spatialement explicite. Nous verrons que le choix du mode de représentation est conditionné par les informations disponibles en matière de caractéristiques du réseau de retenues et par l'approche de modélisation utilisée pour simuler le fonctionnement hydrologique du bassin versant.

III.4.3.a- Représentation spatialement explicite

Chaque retenue est représentée par ses caractéristiques propres (volume, surface, prélèvements,...), par sa localisation, et par ses relations aux compartiments hydrologiques du bassin versant, notamment à la rivière. Dans cette représentation, l'état et le fonctionnement hydrologiques de chaque retenue sont également simulés. A notre connaissance, seules deux études ont opté pour une représentation spatialement explicite : la première aux Etats Unis -Californie- (Deitch *et al.*, 2013) ; la seconde en Australie avec le modèle CHEAT - Complex Hydrological Evaluation of the Assumptions in TEDI- (Nathan *et al.*, 2005).

Ce mode de représentation a pour principal intérêt de pouvoir simuler l'effet cumulé des retenues à différents niveaux d'organisation, et notamment d'amont en aval du réseau hydrographique. Cela permet donc en théorie de quantifier des impacts locaux qui pourraient être gommés à plus grande échelle quand seul l'impact global à l'exutoire du bassin versant est calculé. Afin que cet intérêt théorique soit réel, il est nécessaire toutefois de disposer d'une information exhaustive, ou quasi-exhaustive, sur les caractéristiques du réseau de retenues (nombre, localisation, caractéristiques géométriques, prélèvement,..). Il s'agit donc d'une condition forte, et souvent une limite importante à ce mode de représentation, puisqu'il est déjà difficile d'obtenir un recensement exhaustif du nombre de retenues sur l'ensemble d'un territoire. Les travaux menés sur le sujet montrent en effet des différences dans le recensement des retenues selon la source d'information et les méthodes de traitement de cette information (cf. section *Méthodes de recensement des retenues et de leurs propriétés*). La non prise en compte de retenues peut alors avoir un effet significatif sur la pertinence des simulations des flux hydrologiques, et en particulier des débits.

Ce mode de représentation suppose également d'être capable d'estimer des débits ou flux de ruissellement en entrée de chaque retenue. Pour ce faire, Deitch *et al.*, 2003 et Nathan *et al.*, 2005 estiment dans leurs travaux le débit d'entrée dans chaque retenue à partir de chronique de débits observés, débits spatialement désagrégés au niveau des retenues selon des règles géométriques intégrant notamment l'aire drainée de chaque retenue. Simuler les débits et le ruissellement dans le bassin versant à partir d'un modèle hydrologique distribué serait une alternative à la démarche de Deitch *et al.*, 2003 et Nathan *et al.*, 2005. Cependant, aucune étude scientifique, à notre connaissance, n'a cherché à coupler une représentation spatialement explicite du fonctionnement hydrologique des retenues avec un modèle hydrologique distribué.

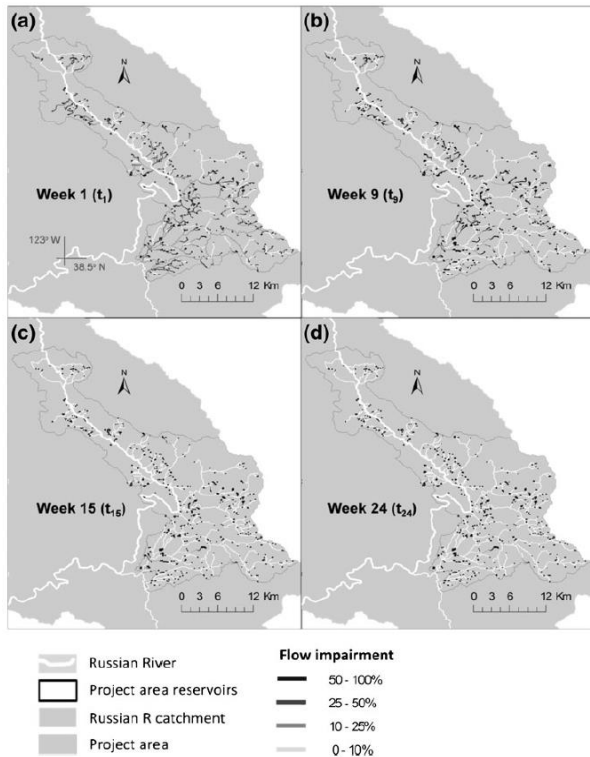


Figure 29 : Réduction simulée du débit le long du réseau hydrographique du bassin de la rivière Russian (CA, USA) à quatre semaines différentes. Le dégradé de gris indique des réductions de 50-100 %, 25-50 %, 10-25 % et 0-10 %. (Deitch *et al.*, 2013).

III.4.3.b- Représentation globale par retenue équivalente

Cette approche consiste à représenter le réseau de retenues collinaires présentes sur une portion de l'espace sous la forme d'un réservoir équivalent. La retenue équivalente est alors dotée des caractéristiques moyennes du réseau de retenues (capacité, surface). Cette approche est sans doute celle la plus souvent développée dans les travaux que nous avons pu consulter. Elle est ainsi utilisée par:

- Le modèle SWAT (Perrin *et al.*, 2012) estime avec ce modèle l'effet des retenues sur la recharge de nappe dans le bassin versant de Gajwel (Inde, 84 km²). Dans le travail de Perrin *et al.*, une retenue équivalente sert à simuler l'hydrologie du réseau des retenues dans chacun des 9 sous-bassins du bassin de Gajwel.
- Le modèle PITMAN (Pitman, 1973) : Hughes et Mantel (2010) simulent avec PITMAN l'effet du réseau de retenues sur le régime hydrologique, et plus particulièrement sur des débits caractéristiques (débit médian, Q10, Q50, Q90) dans plusieurs bassins versants d'Afrique du Sud (2000-6000 km²). Une retenue équivalente représente le réseau de retenues dans chaque bassin versant.
- Le modèle ISBA-Rapid (Habets *et al.*, 2014) : dans ce modèle, le réseau de retenue est agrégé par maille de discrétisation du modèle (maille de 8 km x 8km). Le modèle est appliqué au bassin versant du Layon (France, 930 km²) pour simuler l'effet des retenues sur les débits, dans les conditions climatiques actuelles et projetées.
- Le modèle ACUR (Tarboton et Schulze, 1991). Ce modèle a été développé par l'Université du Natal pour des applications essentiellement en Afrique du Sud. Il est destiné à simuler l'effet des retenues en travers du cours d'eau. Une retenue équivalente permet de simuler un réseau de retenues dans le bassin versant.
- Le modèle GR4J (Moulin, Perrin *et al.*, 2005 ; Payan, Perrin *et al.*, 2008). Le modèle GR4J, modèle pluie-débit d'Irstea largement utilisé en France, a été adapté pour prendre en compte l'effet de barrages (plutôt que de retenues) sur le débit selon une approche agrégative dans la représentation de l'ensemble des barrages présents sur un bassin versant. Le GR4J est le seul modèle qui ne s'appuie

pas sur l'établissement d'un bilan hydrologique des retenues mais sur les observations des volumes d'eau présents dans les retenues (cf. section *Estimation par modélisation hydrologique de bassin versant*).

- Le modèle POTYLDR (Ramidireddygaray *et al.*, 2000). Le modèle hydrologique a été adapté pour prendre en compte la présence d'un réservoir à l'exutoire du bassin versant et appliqué au bassin de Wat Walnut Creek Watershed (USA, 4100 km²). Afin d'évaluer l'impact sur le régime hydrologique de 41 retenues présentes sur le bassin, (plutôt importantes en volume, avec une capacité moyenne de 2,4 Mm³/retenue), il est appliqué sur chacun des 41 bassins alimentant la retenue. .
- Le modèle HYDROMED (Ragab, Austin *et al.*, 2001). Il a été développé pour des bassins versants en climat semi-arides et arides dotés d'un réservoir à leur exutoire. Il a été appliqué sur le bassin versant d'El Gouazine (18 km²) en Tunisie.

Selon les modèles, le débit et le ruissellement alimentant la retenue équivalente correspondent à ceux simulés sur l'ensemble du bassin versant (SWAT), ou à une fraction de ces variables. La fraction est alors supposée correspondre à la fraction surfacique du bassin versant drainé par les retenues (rapport du cumul des aires drainées des retenues sur la surface totale du bassin versant) (PITMAN, ACRU, ISBA-Rapid). Il est alors nécessaire de connaître ou d'estimer l'aire drainée de chaque retenue (cf. Méthodes de recensement des retenues et de leurs propriétés).

Nous tenons à souligner que les modèles POTYLDR et HYDROMED n'ont pas été développés initialement pour simuler un réseau de retenues mais pour simuler le fonctionnement d'une retenue en relation avec son bassin versant. Nous les présentons ici car leur approche de modélisation permettrait, selon des hypothèses comparables aux autres modèles en matière d'agrégation des retenues, de représenter sous la forme d'une retenue équivalente un réseau de retenues présentes dans le bassin versant.

Le choix de la représentation globale peut avoir plusieurs raisons. La première est une raison pragmatique. Il est difficile, voire illusoire pour certains auteurs, de disposer d'une information exhaustive sur les retenues et leur localisation à l'échelle de territoire de plusieurs centaines ou milliers de kilomètres carrés. Face à ce constat, une représentation spatialement explicite apparaît avoir peu de sens dans la mesure où elle peut occulter une partie des retenues faute d'un recensement exhaustif. En outre, la simulation de l'effet local au sein du bassin versant serait également empreinte d'une grande incertitude. C'est notamment vrai pour les zones amont où l'effet cumulé va dépendre de quelques retenues ; les simulations peuvent être alors être très sensibles à l'incertitude sur le nombre de retenues recensées en amont du point considéré. La seconde raison guidant une telle approche est également pragmatique mais d'un pragmatisme lié au choix du modèle hydrologique utilisé. Une représentation spatialement explicite nécessite une approche de modélisation hydrologique spatialement distribuée. A contrario, un modèle global (e.g. Hughes et Mantel, 2010), c'est à dire représentant le bassin versant sous la forme d'une unique entité spatiale, ne permet pas de représenter spatialement le réseau de retenues ; il appelle nécessairement une représentation globale, i.e. agrégée, du réseau de retenues. Or, les travaux portant sur l'effet des retenues par modélisation ont été conduits par des chercheurs et des équipes disposant déjà d'un modèle hydrologique « maison » ou de la maîtrise d'un modèle hydrologique donné. Ils ont alors eu tendance à adapter la représentation du réseau de retenues au modèle en question. Enfin la troisième raison est d'ordre plus scientifique ; elle découle de l'hypothèse que la localisation des retenues dans le bassin versant a peu d'effet sur l'effet cumulé des retenues, ou du moins sur l'effet cumulé sur les variables globales, notamment le débit à l'exutoire du bassin versant.

Le premier intérêt de la représentation globale est sa simplicité de mise en œuvre (au regard d'une représentation spatialement explicite). Elle ne nécessite pas de représenter la topologie de chaque retenue avec les compartiments hydrologiques du bassin versant (rivière, sol, nappe, atmosphère). Un second intérêt est de pouvoir assez aisément conduire des analyses d'incertitudes, notamment d'évaluer l'effet des incertitudes des caractéristiques des retenues sur les simulations hydrologiques. Hughes et Mantel (2010)

estiment ainsi l'effet des retenues sur les débits (moyen, médian, extrêmes), et quantifient également l'incertitude sur ces estimations.

La principale limite de la représentation par une retenue équivalente, surtout lorsque l'agrégation se fait sur l'ensemble du bassin versant, est par nature de ne simuler uniquement que l'effet des retenues sur le débit à l'exutoire du bassin versant. L'effet cumulé des retenues au sein du bassin versant, en particulier le long du réseau hydrographique au niveau des différents biefs, ne peut pas être estimé par cette représentation (cela est moins vrai lorsque les retenues sont agrégées sur des sous domaines qui peuvent être de surface réduite). Par ailleurs, cette représentation agrégée à l'échelle du bassin versant repose sur deux hypothèses simplificatrices fortes rarement rencontrées. La première est de négliger le poids que la localisation des retenues dans le bassin versant, leur connexion aux compartiments hydrologiques (sol, rivière, atmosphère, ...) et les connexions des retenues entre elles peuvent avoir sur l'effet des retenues sur les flux d'eau en général, et sur les débits en particulier. Or, les connexions entre retenues par exemple peuvent être essentielles dans la modification des flux hydrologiques. Ainsi deux retenues peuvent ne pas avoir le même effet selon qu'elles soient positionnées en cascade le long d'un bief du réseau hydrographique, qu'elles soient le long d'un versant ou qu'elles soient sur deux biefs distincts du réseau hydrographique. La seconde hypothèse forte de la représentation globale est de considérer que les flux d'eau contrôlant la vidange et le remplissage de la retenue sont spatialement homogènes. Cette hypothèse est particulièrement discutable pour le ruissellement ou l'écoulement de base susceptible d'alimenter chaque retenue. Selon la représentation globale, deux retenues à aire drainée identique situées dans le même sous bassin auront des flux d'apport simulés identiques. Or, les effets locaux en matière de climat, de sol, de lithologie et d'occupation du sol peuvent avoir un poids important dans la genèse des écoulements. Hugues et Mantel, 2010 et Habets *et al.*, 2014 ont testé dans leur cas d'étude qu'une représentation équivalente des retenues représentait bien le cas de retenues distinctes si leur position dans le bassin versant était relativement homogène. Mais, à notre connaissance, l'incertitude dans l'estimation de l'effet des retenues liée à ces deux hypothèses simplificatrices n'a jamais été étudiée.

III.4.3.c- Représentation statistique

Le réseau de retenues est représenté par des réservoirs équivalents, chaque réservoir équivalent moyennant les caractéristiques des retenues d'une classe de capacité (Tableau 6). L'état et le fonctionnement hydrologique de chaque réservoir équivalent sont simulés par le modèle en fonction des flux entrant et sortant des retenues. Cette représentation revient donc à représenter la distribution statistique du réseau de retenues selon la capacité des retenues.

Tableau 6 : Exemple des caractéristiques des retenues du bassin de Campaspe, Australie, indiquant par classe de volume d'une retenue (exprimé en ML), le nombre de retenue et le volume cumulé de l'ensemble des retenues de la classe. (Cetin *et al.*, 2009).

Size class (ML)	0 – 0.5	0.5 - 1	1 - 2	2 - 5	5 - 10	10 - 20	20 - 40	40 -60	40 - 80	80-100	100-140	140+
Number	3888	2779	2559	2203	796	395	224	56	25	11	15	5
Average volume (ML)	0.25	0.75	1.51	3.42	6.97	14.08	27.57	49.05	69.08	88.73	114.53	188.60

Ce mode de représentation peut être vu comme une forme de raffinement de la représentation globale. Cette représentation est utilisée dans les modèles TEDI -Tool for Estimating Dam Impact- (Nathan *et al.*, 2005), WaterCAST (Cetin *et al.*, 2009) et WASA -Water Availability in Semi-Arid environment- (Malveira *et al.*, 2010 ; Güntner *et al.*, 2004). Dans les modèles TEDI et WaterCAST, les classes de capacité des retenues sont fixes. Le

nombre de classes de retenues, donc de réservoirs équivalents, est un paramètre du modèle WASA qui peut être modifié selon les cas d'application.

Ces modèles représentent de façon comparable le réseau de retenues ; ils calculent un bilan hydrologique de chaque réservoir équivalent. Dans le calcul du bilan, les modèles diffèrent dans les hypothèses sur l'estimation du débit d'entrée dans les retenues et sur la connexion entre les retenues.

S'agissant du débit d'entrée, les modèles TEDI et WaterCAST, chaque classe de retenues est associée à un volume, une surface en eau et une surface du bassin d'alimentation. Ils considèrent un écoulement homogène sur le bassin, car de fait quelle que soit la position de la retenue dans le bassin les apports à la retenue ne dépendent que de l'aire drainée par la retenue. Les flux de ruissellement simulés sont donc répartis dans chaque classe de retenue au pro rata de l'aire drainée cumulée de chaque classe de retenue. Pour évaluer l'aire drainée cumulée, il est posé comme hypothèse qu'il existe une relation entre l'aire drainée et la capacité d'une retenue, relation établie sur la base d'un échantillon de retenues du bassin versant. Le modèle WASA répartit le débit simulé sur l'ensemble du bassin versant (ruissellement simulé + écoulement de base simulé) à parts égales entre tous les réservoirs équivalents (ie toutes les classes de retenues). Ce mode de répartition suppose que l'aire drainée cumulée est identique pour chaque classe de retenue, et par conséquent est indépendante du nombre de retenues dans cette classe.

En matière de connexion entre les retenues, les modèles TEDI et WaterCAST considèrent que le débit sortant d'un réservoir équivalent est transféré directement à l'exutoire du bassin versant. Ce choix (fort) revient à supposer qu'il n'y a pas de connexion entre les classes de retenues, et que par conséquent le débit sortant d'une retenue n'alimente pas une retenue située plus en aval. Cette hypothèse apparaît adaptée à des bassins versants de faible densité de retenues. Dans un bassin versant où la densité peut être forte, la présence de retenue en cascade peut entraîner un fonctionnement hydrologique global assez éloigné de l'hypothèse retenue dans TEDI et WaterCAST.

A la différence des modèles TEDI et WaterCAST, le modèle WASA intègre les connexions entre les retenues en considérant que les retenues collinaires peuvent s'alimenter l'une l'autre selon un phénomène de cascade. Ainsi, le débit simulé à la sortie de chaque réservoir équivalent complète le débit d'entrée des réservoirs équivalents en aval. A cet effet, hypothèse est faite que la taille (capacité) des retenues croît globalement le long du réseau hydrographique d'amont en aval. Selon cette hypothèse, le réservoir équivalent représentant une classe de retenue va alors alimenter les réservoirs équivalents des classes de capacité supérieures (Figure 30).

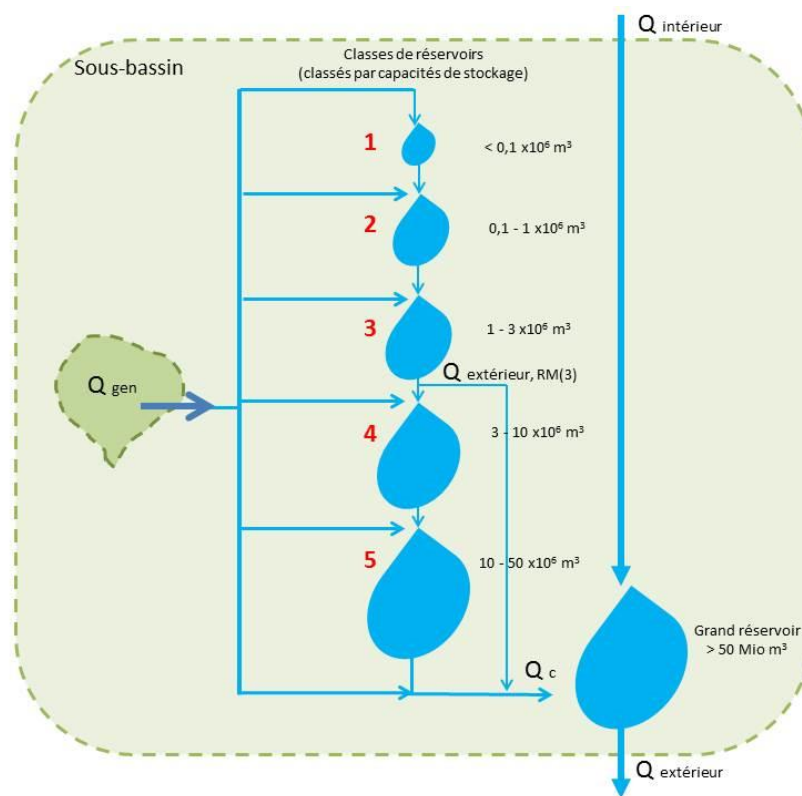


Figure 30 : Schéma des réservoirs en cascade du modèle WASA. Chaque réservoir équivalent représente une classe de capacité de retenue. Dans l'exemple présenté, 5 classes sont représentées, de la classe à plus faible capacité ($< 100\ 000\ m^3$) à la classe à plus forte capacité (10-50 millions m^3). Le bassin en question est doté à son exutoire d'un grand barrage dont le fonctionnement hydrologique est explicitement simulé (Güntner *et al.*, 2004).

Au final, la représentation statistique implique de poser des règles de connexion entre les classes de réservoirs et entre les classes de réservoirs et l'exutoire, ainsi que la répartition des débits entre les réservoirs et l'exutoire. Ces règles semblent reposer davantage sur une expertise empirique que sur une analyse quantitative de la topologie du réseau de retenue et du réseau hydrographique ou une analyse hydrologique de la répartition des débits dans un bassin versant avec un réseau de retenues collinaires. Ainsi Güntner *et al.*, (2004) justifient leur choix en la matière selon les termes suivants : « *In view of the lack of detailed information on the location of reservoirs, the aim was to set up scheme that could be considered to be plausible average approach for most subbasins in the study area. Therefore, based on experience in the study area and qualitative reasoning from topographic maps (NDLR : raisonnement dont les bases ne sont pas présentées), the following simplifying assumptions were made for the cascade scheme* »². Par ailleurs, la sensibilité des simulations des flux hydrologiques aux règles de connexion et de répartition des débits n'a pas fait l'objet à notre connaissance de travaux scientifiques.

La question du mode de représentation spatiale des retenues dans un modèle reste ouverte. Cette question n'appelle a priori pas de réponse universelle, le choix du mode le plus pertinent devant sans doute s'opérer en fonction, entre autres facteurs, de la densité et la distribution spatiale des retenues, de leurs connectivités aux compartiments hydrologiques, et du fonctionnement hydrologique du bassin versant. Selon ces facteurs, l'impact cumulé d'un réseau pourrait se raisonner à partir d'une agrégation spatiale des

²Traduction : « En raison du manque d'information précise sur l'emplacement, l'idée était de bâtir un schéma qui pourrait être considéré comme une représentation plausible pour la plupart des sous-bassins du domaine étudié. Ainsi, en se basant sur les connaissances du bassin et sur un raisonnement qualitatif à partir d'images topographiques, l'hypothèse simplificatrice d'une représentation en cascade a été choisie. »

retenues compatible avec une représentation sous la forme d'un réservoir équivalent, ou imposerait de s'orienter vers une représentation spatialement plus explicite.

III.4.4 Modélisation hydrologique avec retenue

Les modélisations destinées à estimer l'effet hydrologique cumulé de retenues s'appuient toutes, à l'exception du GR4J, sur le couplage d'un bilan hydrologique des retenues (prises individuellement ou agrégées) et d'une méthode d'estimation des flux d'eau dans le bassin versant. Ces méthodes d'estimation peuvent être classées selon deux principales catégories : (i) l'utilisation des débits observés comme entrée du modèle et (ii) les modèles hydrologiques de bassin versant.

Cette section est donc structurée en trois parties : (i) principe de bilan hydrologique des retenues, (ii) les méthodes d'estimation des flux utilisant les débits observés et (iii) les modèles hydrologiques de bassin versant.

Les modèles rencontrés dans la littérature sont souvent semi-distribués, voire non distribués, impliquant des simulations des écoulements spatialement homogènes sur le sous bassin ou sur le bassin versant. Ils estiment en général un bilan hydrique au pas de temps journalier. De manière générale, les modèles sont conçus pour pouvoir être exploités malgré des données lacunaires sur la distribution et l'exploitation des retenues, car ils visent à une estimation robuste des impacts à l'échelle de la zone étudiée. Cependant, la stratégie diffère pour les modèles utilisés à l'échelle globale, qui utilisent souvent des modèles un peu plus complexes, reposant sur des hypothèses plus fortes en termes de distribution ou d'usage, mais focalisant l'analyse des résultats à une échelle spatiale moins fine.

Afin d'être facilement et rapidement mobilisables, certains modèles utilisent directement les débits observés comme données d'entrée. La contrainte par les débits observés permet de ne pas avoir d'écart entre débits modélisés et observés, et réduit donc le temps de mise en place et d'étalonnage. Tous les autres modèles doivent passer par une phase de comparaison aux observations. Les écarts entre débits observés et simulés permettent d'interpréter les incertitudes associées aux impacts estimés des retenues. Ainsi, si les débits sont surestimés, l'impact des retenues sera sans doute sous-estimé.

III.4.4.a- Principe de bilan hydrologique des retenues

Selon le mode de représentation spatiale des retenues, le bilan hydrologique est établi sur une retenue équivalente globale, sur des classes de retenues ou pour chaque retenue du réseau de retenues présentes sur le bassin versant étudié. Dans tous les cas, l'établissement du bilan hydrologique appelle des choix sur les processus à l'origine des flux entrants et sortants, sur les modes de représentations des processus et sur le pas de temps.

Dans (quasi) tous les modèles recensés, le bilan hydrologique est établi en supposant que les retenues sont à débordement, les retenues restituant un débit à l'aval uniquement lorsqu'elles sont pleines (c'est-à-dire une fois leur capacité atteinte). Cette hypothèse apparaît appropriée dans le cas d'une gestion des retenues du type « fill-and-spill » (Deitch *et al.*, 2013). La variable importante est donc la phase de remplissage de la retenue (étape « fill ») la retenue une fois remplie entraîne le déversement (« spill ») de tout débit entrant dans la retenue, et ce faisant la reconnexion du bassin drainant la retenue au réseau hydrographique à l'aval. Par ailleurs, la plupart des modèles supposent que les retenues sont entièrement vides au début de chaque saison de ruissellement.

Pour autant l'hypothèse de « fill-and-spill » n'est pas appropriée dans le cas de retenue gérée sous contrainte de débit réservé à l'aval. Seuls les modèles CHEAT et ACRU permettent de prendre en compte un débit réservé. Le modèle ACRU a été développé et appliqué en Afrique du Sud, le débit réservé fixé dans le modèle (appelé « normal streamflow » par les auteurs du modèle) correspond aux usages en application dans ce pays à savoir

le débit mensuel avec une probabilité de 30 % d'être atteint. Toutefois si le débit d'apport à la retenue un jour donné est inférieur au débit réservé, le débit restitué par la retenue est alors fixé au débit entrant.

Sur le plan scientifique, notons que la prise en compte ou pas de débit réservé dans le bilan hydrologique des retenues n'est pas un verrou scientifique en soi. Cela requiert essentiellement de connaître les règles de gestion en la matière, l'implémentation de ces règles dans un modèle de bilan hydrologique de retenue ne constituant pas en première analyse un problème scientifique.

Nous synthétisons ci-dessous les modèles, leur mode de représentation spatiale des retenues et les processus pris en compte dans l'établissement du bilan hydrologique des retenues.

Tableau 7 : Mode de représentation spatiale des retenues et processus pris en compte par les modèles analysés.

Modèle	Représentation des retenues	Dt, pas de temps	Processus pris en compte						
			Débit entrant	Débit à l'aval	évaporation	Pluie directe	Infiltration	Nappe	Prélèvements
TEDI	Statistique	Mois/jour	Débit observé	Débordement	x	x	x		x
CHEAT	Spatialement explicite	Mois	Débit observé	Débordement et débits réservés					
WaterCAST	Statistique	Jour	Modèle hydrologique	Débordement	x	x			x
WASA	Statistique	Jour	Modèle hydrologique	Débordement	x		x		x
Deitch <i>et al.</i> ,	Spatialement explicite	Jour	Débits observés	Débordement					
PITMAN	Equivalente par bassin versant	Mois	Modèle hydrologique	Débordement	x				x
SWAT	Equivalente par sous bassin versant	Jour	Modèle hydrologique	Débordement	x	x		x	x
ISBA-Rapid	Equivalente par maille (de 64 km ²)	Horaire	Modèle hydrologique	Débordement	x				x
ACRU	Equivalente par bassin versant	Jour	Modèle hydrologique	Débit réservé/débordement	x	x	x		x
POTYLDR	Equivalente par bassin versant	Jour	Modèle hydrologique	Contrôle des débits restitués et	x	?	x	?	x

				débordement					
GR4J*	Equivalente par bassin versant	Jour	Modèle hydrologique						
HYDROMED	Equivalente par bassin versant	Jour	Modèle hydrologique	Débordement	x	x			x

* Le modèle GR4J n'établit pas de bilan hydrologique des retenues. Les variations de volumes observées dans les barrages sont des variables d'entrée du modèle et constituent une variable « puits » dans le cas d'une accumulation d'eau dans les barrages (variation de volumes positive), ou « sources » dans le cas d'une restitution d'eau par les barrages (variation de volumes négative).

Les modèles supposent généralement l'infiltration, les apports de nappe et la pluie directe comme des termes négligeables dans le fonctionnement hydrologique des retenues. A l'inverse, les apports par ruissellement et débit, l'évaporation et les prélèvements sont systématiquement pris en considération car supposés comme des flux de premier ordre dans le fonctionnement hydrologique des retenues.

Sur le plan scientifique, la prise en considération des volumes apportés par la pluie dans le bilan hydrologique des retenues ne pose pas de difficultés majeures pour autant que l'on dispose d'une estimation des cumuls journaliers de pluie et de la surface en eau dans la retenue. A l'inverse, la non-prise en compte des échanges avec le souterrain (infiltration, apport de nappe) semble parfois résulter de lacunes de connaissance sur le poids de ces processus dans la dynamique hydrologique des retenues, et sur la difficulté de les représenter par des lois appropriées. Négliger ces processus dans des situations où ils peuvent être significatifs, peut entraîner des phénomènes de compensation par la modélisation en augmentant les valeurs simulées de termes de perte, comme l'évaporation ou les prélèvements.

III.4.4.b- Des débits de rivières observés comme entrée du modèle

Les modèles TEDI (Nathan *et al.*, 2005), CHEAT (TEDI, Nathan *et al.*, 2005) ou le modèle GIS proposé par Deitch *et al.*, 2013 reposent ainsi sur ce type d'estimation des débits au sein du bassin versant. Le principe est de partir de chronique du débit mesuré en un point dans le bassin étudié afin d'estimer les débits en des points clés du réseau hydrographique, et notamment en entrée des retenues. La spatialisation du débit le long du réseau hydrographique à partir du débit mesuré se fait sur la base de règles, bien souvent géométriques prenant en compte les aires drainées amont. Pour cela, ils s'appuient donc sur des observations issues le plus souvent des réseaux nationaux de surveillance hydrologique (exemple le réseau de l'USGS aux Etats Unis pour Deitch *et al.*, 2013).

L'écoulement sur le bassin étant déduit des observations, ces trois modèles n'ont pas besoin de simuler l'hydrologie de l'ensemble du bassin, et ne simulent que le bilan hydrologique des retenues, et les transferts hydrologiques dans le réseau hydrographique du bassin.

L'intérêt de cette approche, en comparaison d'une modélisation hydrologique (cf. section suivante) est de réduire la phase d'acquisition de données (notamment concernant les sols ou la végétation) et de calage.

Ces trois modèles présentent des stratégies différentes.

Le modèle TEDI estime les débits à l'exutoire en estimant la somme des débits écoulés des retenues ainsi que les écoulements sur la partie du bassin qui n'est pas captée par des retenues. Ces débits à l'exutoire représentent les débits naturels influencés 2 fois par les retenues présentes, puisque l'écoulement utilisé en entrée via les débits observés est déjà influencé. Ce débit à l'exutoire est donc considéré comme étant

influencé une fois du fait que les débits observés sont influencés, et une autre fois du fait que les effets hydrologiques des retenues sont simulés. L'effet des retenues est alors supposé linéaire, et est estimé en prenant la moitié de la différence entre les débits observés et simulés par TEDI (Nathan *et al.*, 2005).

L'avantage du modèle TEDI est à la fois une prise en compte assez complète du bilan hydrique des différents types de retenues (les types étant définis par la taille et l'usage des retenues) et une approche assez simplifiée. De plus, les simulations sont proches des données réelles du bassin du fait de l'intégration des débits observés. Il peut être utilisé au pas de temps journalier (Cetin *et al.*, 2009 ; Thompson *et al.*, 2012) si la taille du bassin versant permet de supposer que tous les transferts ont lieu en une journée (puisque'il n'y a pas de simulation des transferts hydriques sur le bassin). Sinon, il peut être utilisé au pas de temps mensuel.

Comme son nom l'indique, le **modèle CHEAT** (Complex Hydrological Evaluation of the Assumptions in TEDI) est basé sur le modèle TEDI, mais les hypothèses retenues dans TEDI peuvent être relâchées une à une. En termes de distribution spatiale, le découpage repose sur des tronçons hydrographiques connectant les retenues au réseau hydrologique ou à d'autres retenues (cf. Figure 31).

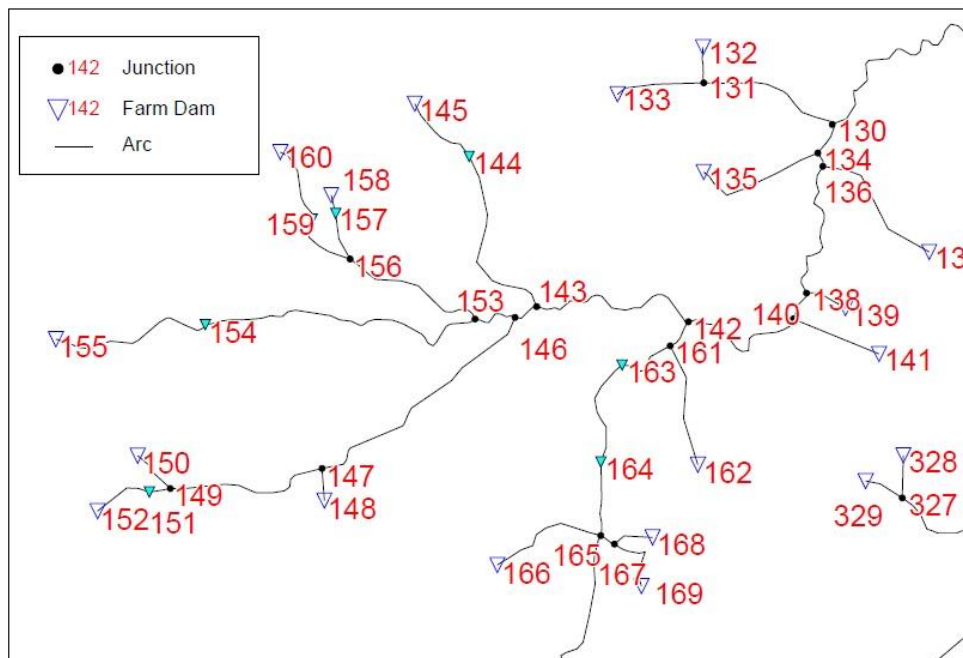


Figure 31 : Représentation des connexions entre retenues (triangle) et rivières utilisées dans le modèle CHEAT. Les retenues ne sont pas forcément situées sur le réseau hydrographique principal, ce qui nécessite de définir les jonctions. Figure issue de (Nathan *et al.*, 2005).

Le pas de temps du modèle CHEAT est le mois, ce qui permet de s'affranchir des temps de transfert dans le réseau hydrographique. Le bilan hydrique estimé par CHEAT est similaire à celui de TEDI, à la différence que les écoulements issus des retenues situées en amont peuvent alimenter la retenue aval, et que l'écoulement n'est pas estimé en fonction des écoulements observés mais à partir d'écoulements naturels reconstitués à partir des observations. Ainsi, CHEAT estime les écoulements naturels, via une procédure itérative. Ces débits naturels sont estimés sur la base des débits observés et de la distribution des retenues : il est considéré que l'écoulement observé est égal : (i) aux écoulements naturels sur les zones qui ne sont pas influencées par des retenues (ii) à une fraction variant entre 0 et 100% de l'écoulement naturel sur les zones qui sont contrôlées par des retenues. Cette proportion est estimée de façon itérative. De plus, les apports à la retenue par écoulement ne sont plus directement proportionnels à la surface d'alimentation de la retenue, mais prennent

en compte une pondération représentant la part de l'écoulement de subsurface (écoulement lent), qui varie dans l'espace en fonction d'un indice topographique basé sur Topmodel.

L'étude de sensibilité menée dans Nathan *et al.* (2005) montre qu'un des paramètres les plus sensibles est la surface d'alimentation des retenues.

Le modèle de Deitch n'a semble-t-il été utilisé qu'en Californie. Deitch *et al.* (2013) utilisent également des débits observés pour estimer l'écoulement en tout point du bassin versant. Cependant, à défaut de débits naturalisés, ils utilisent des débits observés à une époque où il y avait peu de retenues dans le bassin. L'étude menée par Deitch est donc une étude de sensibilité, et ne vise pas à reproduire des débits observés. Comme pour les modèles TEDI et CHEAT, le modèle de Deitch *et al.*, 2013 simule le bilan hydrique des retenues présentes sur le bassin. Ce modèle, basé sur un GIS, a une représentation spatialisée des retenues, et considère les connexions entre les retenues et les rivières ou entre deux retenues. Toutes les retenues sont des retenues à débordement. Les débits observés sont utilisés pour estimer la part des débits en entrée provenant des écoulements naturels, c-à-d, ceux issus de la part du bassin d'alimentation non capté par une retenue située en amont. Ces écoulements naturels ne sont pas supposés homogènes sur le bassin versant, mais sont distribués spatialement en se basant sur la variation spatiale des précipitations. De plus, une retenue peut être alimentée par le flux de débordement de la retenue située en amont. Les pertes par évaporation et par infiltration ne semblent pas considérées. De même les prélèvements ne sont pas simulés explicitement. Par contre, les retenues sont supposées vides en début de saison. L'impact de la présence des retenues sur les écoulements de différents segments de la rivière est analysé dans l'article.

Bien que ce ne soit pas précisé, les principes du modèle de Deitch *et al.* (2013) supposent que les retenues représentées dans le modèle se trouvent en travers du cours d'eau et captent les eaux des rivières. Le modèle considère que l'impact hydrologie d'un réseau de retenue se produit principalement durant la période de remplissage des retenues. De là, il considère que les retenues sont vides à chaque entame d'année hydrologique (1^{er} octobre) et que tant que chaque retenue n'a pas atteint sa capacité (volume maximum), elle déconnecte sa surface drainée de la portion du réseau hydrographique à son aval. Il n'y a donc pas prise en compte de prélèvement de l'eau dans la retenue, d'évaporation ou d'infiltration. Cette représentation découle d'une gestion des retenues de type « fill-and-spill ». La variable importante est donc l'instant de remplissage de la retenue (état « fill ») qui entraîne le déversement (« spill ») de tout débit entrant dans la retenue, et ce faisant la reconnexion du bassin drainant la retenue au réseau hydrographique à l'aval.

III.4.4.c- Estimation par modélisation hydrologique de bassin versant

On s'intéresse ici à des modèles qui simulent les flux d'eau et qui intègrent la présence de retenues. Le recours à la modélisation hydrologique permet donc de simuler les flux d'eau dans le bassin versant (ruissellement, débit, écoulement de nappe, évaporation, transpiration, ...), et notamment les flux d'eau qui conditionnent le fonctionnement hydrologique des retenues, ou qui sont sous la dépendance des retenues. C'est en particulier l'intérêt de la modélisation hydrologique que de simuler le ruissellement et le débit de rivière qui vont alimenter les retenues ou qui vont être modifiés par la présence de retenues.

Nos recherches bibliographiques permettent d'identifier plusieurs modèles qui ont été utilisés avec une représentation des retenues pour évaluer l'impact cumulé des retenues. On retrouve les modèles de Milne et Young, 1989, du Botswana Department of Water Affairs (Meigh, 1995), Pitman (Hugues et Mantel, 2010) ; SWAT (Perrin *et al.*, 2012), Catchment Source (autrefois nommé WaterCast, Cetin, 2009 ; Thompson 2012), le modèle ISBA-Rapid (Habets *et al.*, 2014),...

Nous nous focalisons ici sur la présentation des principes majeurs de ces modèles en les regroupant selon une classification classiquement employée dans la littérature scientifique hydrologique, prenant en compte la résolution spatiale du modèle :

- les modèles globaux : ils considèrent le bassin versant comme une unique entité. Les variables simulées sont donc intégrées sur l'ensemble du bassin. On retrouve dans cette catégorie le modèle sud-africain PITMAN (Hughes, 2004), GR4J (Perrin *et al.*, 2003), HYDROMED (Ragab *et al.*, 2001) et POTYLDR (Ramireddygary). La majorité des modèles globaux ont été initialement développés pour simuler la chronique d'un débit à l'exutoire d'un bassin versant. Ils ont été adaptés pour intégrer le fonctionnement hydrologique des retenues et leur relation aux compartiments hydrologiques (sol, rivière,...). La nature même de ces modèles ne permet pas d'avoir une simulation distribuée des flux hydrologiques. Dans les études recensées, ces modèles ont systématiquement utilisé un mode de représentation des retenues de type représentation globale par retenue équivalente. A une exception près (GR4J), la démarche suivie avec un modèle hydrologique global est de simuler d'abord le débit et le ruissellement dans le bassin versant, qui constituent ensuite les variables d'entrée dans le modèle de bilan hydrologique de la retenue équivalente. Le modèle GR4J procède différemment. Les variations de volumes observées dans les réservoirs sont des variables d'entrée du modèle et constituent une variable « puits » dans le cas d'une accumulation d'eau dans les barrages (variation de volumes positive), ou « sources » dans le cas d'une restitution d'eau par les barrages (variation de volumes négative).
- Les modèles semi-distribués selon une représentation statique des propriétés du bassin versant et des flux qui le traversent. Ces modèles découpent selon des grandes unités hydrologiques supposées homogènes du point de vue de leur fonctionnement hydrologique et de leurs propriétés; ainsi le découpage prend en compte le relief, la nature du sol et l'occupation du sol (modèles SWAT, ACRU, WASA). Selon le modèle, la redistribution de l'eau entre ces unités est (modèle WASA) ou pas (modèle SWAT) représentée. Selon les travaux, une représentation par réservoir équivalent (Perrin *et al.*, 2014 avec le modèle SWAT) ou selon une représentation statistique (Malveira *et al.*, 2012 ; Guntner *et al.*, 2004 avec le modèle WASA) a été utilisée.
- Les modèles distribués : ils représentent les propriétés du bassin versant, et les connexions entre les différents éléments, de façon spatialement explicite. Ils simulent les flux hydrologiques en tous points du bassin, ou du moins les flux moyens pour chaque élément de discrétisation du bassin versant. L'espace est le plus souvent discrétisé (ie découpé) selon un maillage à mailles carrées, dont les dimensions varient selon le modèle ou selon les simulations. Le modèle ISBA-Rapid est un modèle distribué, la discrétisation de l'espace s'établissant selon des mailles carrées de 8 km de côté. Dans le cas d'ISBA-Rapid, l'ensemble des retenues au sein d'une maille est représenté par un réservoir équivalent.

L'intérêt et les limites de chaque approche de modélisation hydrologique de bassin versant ont été et sont encore largement débattus dans la communauté scientifique. Différentes analyses ou articles d'opinion sont disponibles sur le sujet (voir par exemple Beven, 2000 ; Refsgaard et Knudsen, 1996 ou Reed *et al.*, 2004).

Toutefois, soulignons que la différenciation entre modèles globaux, semi-distribués et distribués peut apparaître toute relative. Les modèles globaux représentent un bassin versant selon une unique entité spatiale, leur application n'interdit pas pour autant de prendre en compte une forme de distribution des propriétés et des flux. Ainsi, un bassin versant donné peut être « découpé » en sous bassins versant selon ses principaux affluents. Un modèle global, ou semi distribué, peut alors être appliqué pour chacun des sous bassins versant avec une paramétrisation propre à chacun d'entre eux. Ce faisant, l'hétérogénéité spatiale (du sol, du climat, de l'occupation du sol, du relief, des caractéristiques de réseau de retenue,...) entre sous bassins versants peut ainsi être prise en considération. Hughes et Mantel (2010), Malveira *et al.* (2012), ou Ramireddygary *et al.* (2000) par exemple « découpent » le bassin versant modélisé (grand de plusieurs milliers de km² dans ces travaux) en sous bassins versants (de quelques centaines de km²) et appliquent « leur » modèle à chaque sous

bassin. Pour autant, le « découpage » du bassin versant pour prendre en compte l'hétérogénéité spatiale de ses propriétés peut se heurter à deux limites. La première limite est de nature logicielle plus que conceptuelle. Sur le plan logiciel, cela implique de disposer de codes et de logiciels permettant d'appliquer le modèle sur un grand nombre de sous bassins versants et de définir et concevoir les fonctions ad-hoc pour simuler les connexions entre bassins versants. La seconde limite est de nature conceptuelle. Dans cette approche de découpage du bassin versant, la plus petite unité spatiale (c'est à dire la limite inférieure en matière de surface) sera en théorie le bassin versant élémentaire (bassin versant d'ordre 1). Le bassin versant est le premier niveau d'organisation où s'agrègent l'ensemble des compartiments hydrologiques (sol, nappe, rivière) et des flux qui les traversent ; c'est le fonctionnement de cet ensemble que les modèles globaux ou semi-distribués simulent. Ainsi, les modèles globaux et semi-distribués ne peuvent pas représenter la topologie et la spatialisation des propriétés des bassins au sein des bassins versants élémentaires (bassin d'ordre 1). Par ailleurs, une telle approche nécessiterait d'être capable de paramétrer le modèle pour chaque bassin versant élémentaire, ce qui apparaît ardu tant les paramètres des modèles globaux sont difficiles à relier à des propriétés du bassin.

III.4.5 Évaluation, incertitudes et sensibilité des modèles avec retenue

Classiquement, le recours à un modèle hydrologique pour simuler l'hydrologie d'un bassin versant requiert une phase d'évaluation du modèle, également appelée validation. Cette phase consiste à analyser la pertinence du modèle (c'est à dire de ses hypothèses, de sa structure et de sa paramétrisation) pour simuler le fonctionnement du bassin versant, ou du territoire, étudié. Elle passe par la comparaison d'une ou de plusieurs variables observées avec les valeurs de ces variables simulées par le modèle. Il est important que la période de simulation utilisée pour l'évaluation ne soit pas celle retenue pour la calibration du modèle (ajustement des paramètres du modèle par minoration des écarts en valeurs simulées et observées). Le plus souvent en modélisation hydrologique, la chronique de débit à l'exutoire du bassin versant est la variable retenue dans cette phase.

Concernant les travaux conduits par modélisation pour simuler l'effet cumulé des retenues, la phase d'évaluation a pris des formes différentes selon les travaux :

- pas d'évaluation : cette approche est celle suivie par tous les modèles utilisant une chronique de débit observé comme variable d'entrée TEDI (TEDI in Nathan *et al.*, 2005 ; CHEAT in Cetin *et al.*, 2013 et Nathan *et al.*, 2005 ; modèle de Deitch *et al.*, 2013). Ce faisant, l'observation du débit étant une entrée du modèle, il est difficile d'en faire également une variable d'évaluation.
- une évaluation par comparaison des débits observés et simulés. Il s'agit de l'approche classiquement utilisée en modélisation hydrologique. Plusieurs formes de comparaison peuvent être réalisées : une comparaison entre les débits observés et simulés sans retenue (cf. par exemple Schreider *et al.*, 2002 ; Habets *et al.*, 2014), entre débits observés et débits simulés avec retenues (Güntner *et al.*, 2004 ; Meigh, 1995 ; Ramireddygaru *et al.*, 2000), ou une comparaison des débits observés avec les débits simulés avec et sans retenue (cf. par exemple Hughes et Mantel, 2010). On notera que les choix et méthodes d'évaluations des simulations ne sont généralement pas décrits précisément dans les articles.
- une évaluation à partir de variables internes ; on le trouve dans les travaux de Perrin *et al.* (2012) qui utilisent les niveaux piézométriques dans le bassin versant.
- une évaluation par comparaison des volumes d'eau de retenues observés et simulés. Malveira *et al.* (2012) et Güntner *et al.* (2004) comparent ainsi les volumes des retenues. A cet effet, Güntner *et al.* (2004) proposent deux critères d'évaluation : (i) le critère de Nash appliqué au volume d'eau mensuel pour les classes de retenue correspondant aux plus grandes retenues en volume, et (ii) la différence

entre volumes moyens annuels simulés et observés en fin de saison des pluies, qui correspond à la période clé d'un point de vue opérationnel (période à laquelle le gestionnaire a besoin de connaître la ressource totale mobilisée grâce aux retenues). L'intérêt d'une évaluation sur le volume des retenues est d'évaluer la capacité du modèle à reproduire le fonctionnement hydrologique des retenues ; pour autant, les observations du volume d'eau dans les retenues doivent être disponibles, ce qui est rarement le cas.

L'analyse de sensibilité des modèles permet de hiérarchiser les variables d'entrée ou les paramètres du modèle selon le poids qu'ils ont dans les simulations des modèles. Peu d'études présentent une analyse de sensibilité des simulations aux paramètres du modèle, mais, des informations détaillées sont données dans Hughes et Mantel (2010) et Nathan *et al.* (2005). Ils montrent que la sensibilité des simulations aux paramètres diffère selon le débit caractéristique simulé (débit moyen, débit de pointe, débit d'étiage) et selon le fonctionnement hydrologique du bassin versant.

A cet égard, Hughes et Mantel (2010) montrent à partir d'exemples en Afrique du Sud une différence de sensibilité entre les bassins en climat semi-aride (500-1000 mm de pluie ; 1600-1700 de ETP) et en climat aride (320 mm de pluie ; 1900 mm ETP).

Pour le débit moyen mensuel, qui correspond à un indicateur du volume global écoulé à l'exutoire du bassin versant, sa simulation est extrêmement sensible, pour l'ensemble des bassins -excepté pour le bassin le plus aride-, à la valeur de la surface d'irrigation, et donc indirectement aux volumes d'eau prélevés dans la retenue pour l'irrigation. Les paramètres relatifs aux caractéristiques des retenues (capacité, relation aire-volume) ont un effet moindre, mais significatif sur le débit mensuel moyen. L'aire drainée par les retenues est le paramètre le moins impactant. En revanche pour le débit médian (Q50) et les débits faibles (Q90), la hiérarchie des paramètres vis à vis de la sensibilité des simulations est différente. L'aire drainée est le principal paramètre ayant un poids dans les simulations.

Pour le bassin le plus aride (P=320 mm ; ETP=1900 mm), le débit moyen mensuel est principalement sensible à l'aire drainée par les retenues. Pour les débits les plus forts (Q10), les auteurs concluent à des résultats similaires au débit mensuel moyen.

III.5 IMPACT HYDROLOGIQUES : INDICATEURS ET ESTIMATION CHIFFREE

III.5.1 A l'échelle du bassin versant

L'impact des retenues est reporté de façon assez différente dans les articles étudiés. Cela s'explique essentiellement par le contexte hydro-climatique et les problématiques qui ont conduit à la création des retenues. Ainsi différents indicateurs d'impact sur l'hydrologie sont disponibles dans la littérature. L'indicateur le plus commun est l'effet sur les débits annuels. L'effet sur les crues est cité surtout dans les régions affectées par des crues et/ou des apports de sédiments. On retrouve également souvent des impacts sur les débits d'étiage, y compris dans les régions où les débits sont intermittents, via la durée des périodes sans débit. Les indicateurs de variabilité temporelle des débits sont parfois utilisés pour transmettre des informations utiles aux écologues ainsi que l'impact sur les zones humides. In fine, l'impact d'un m³ de retenue est un indicateur donné pour éclairer l'impact de nouvelle retenue, mais, est rarement mentionné.

Cette section tente de synthétiser les effets relevés dans la littérature et de les reporter en fonction d'indicateurs utiles et/ou utilisés.

Une telle approche a par exemple été utilisée par Glendenning *et al.* (2012) qui présentent une revue sur l'impact des retenues en Inde, et résumant les impacts des retenues sur le bassin, en considérant les propriétés de l'aquifère, le nombre de retenues, les variabilités spatiales et temporelles des précipitations. Cela conduit à des relations théoriques entre impact et caractéristique locale assez lissées pour résumer l'impact des retenues dans le contexte indien (Figure 32).

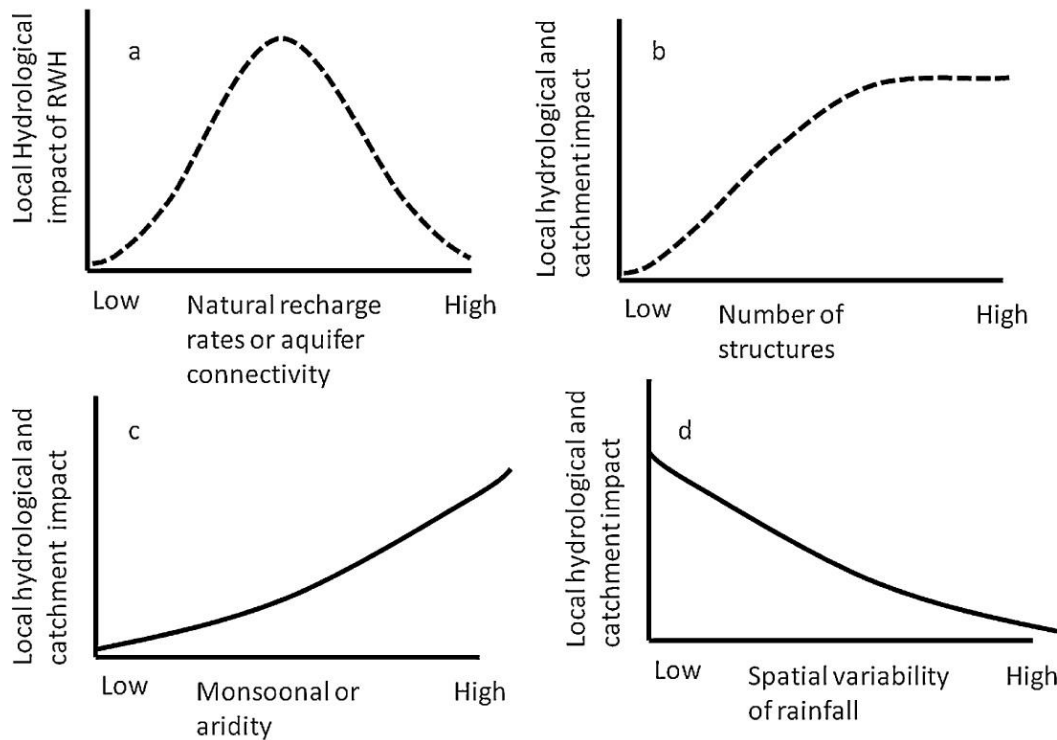


Figure 32 : Influence des retenues en fonction de leur typologie, conceptualisée par (Glendenning *et al.*, 2012) : a) influence en fonction de l'intensité de la recharge ou de la connexion avec la nappe ; b) influence en fonction du nombre de retenues sur le bassin ; c) influence en fonction de la saisonnalité de la pluie ; d) influence en fonction de la variabilité spatiale de la pluie.

L'effet sur les débits annuels est l'effet le plus régulièrement reporté. La Figure 33 ci-dessous montre qu'il est difficile d'établir des liens directs entre les diminutions des débits annuels et d'autres indicateurs, tels que la densité de retenues (en nombre ou en volume), les précipitations, ou les débits annuels.

En effet, on retrouve des impacts importants (plus de 20% de réduction des débits) pour les valeurs les plus faibles et les plus fortes de ces indicateurs.

Il faut cependant noter que le nombre de cas est relativement limité, pas plus de 13 bassins pour lesquels 3 indicateurs sont disponibles et moins de 20 pour 2 indicateurs....

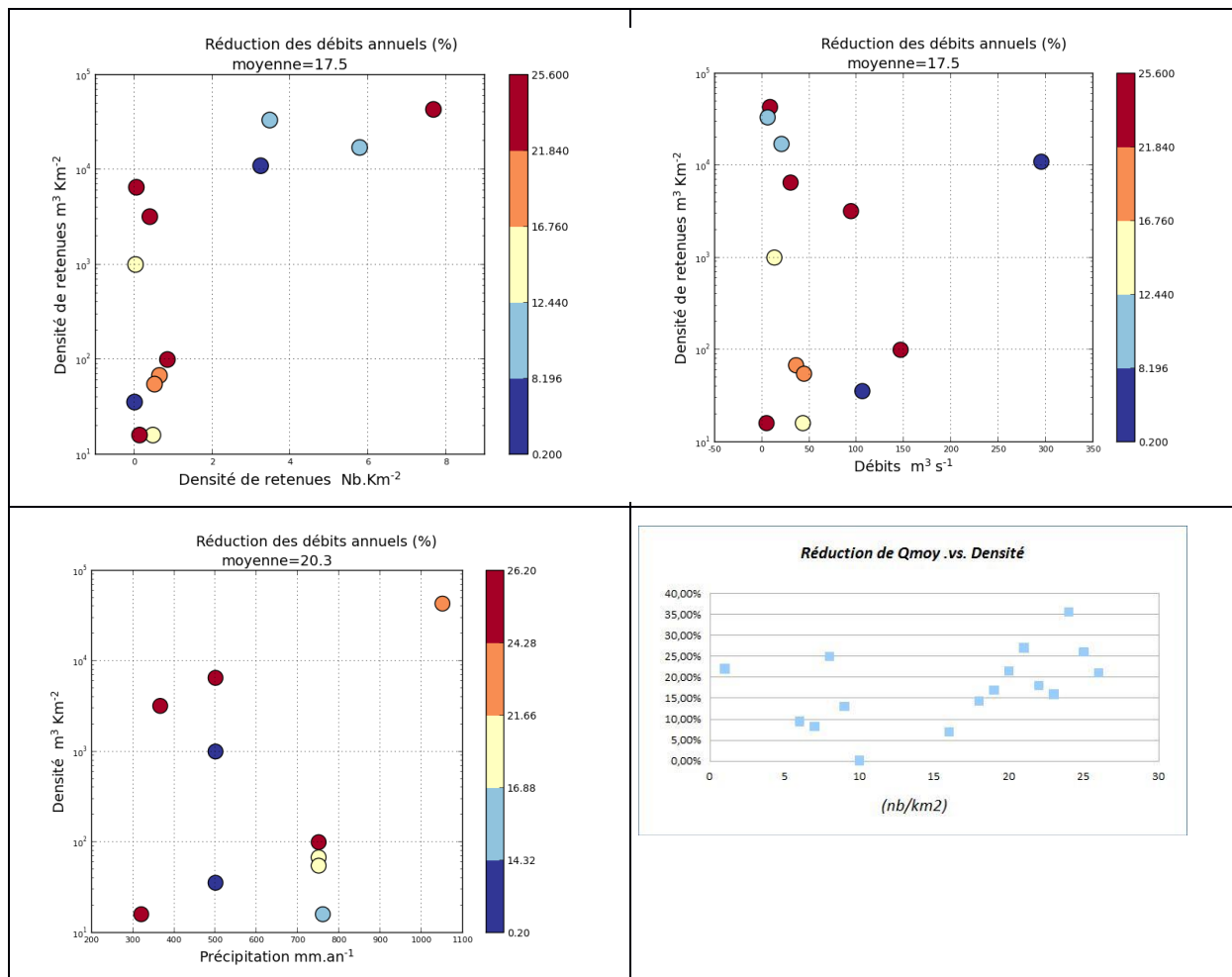


Figure 33 : Diminutions des débits annuels (couleur du symbole, exprimé en %) issues de la littérature et associées à a) en haut à gauche aux densités exprimées en abscisse en nombre de retenue par km² et en ordonnées en m³/km² ; b) en haut à droite aux débits en m³/s et à la densité de retenue en m³/s et c) aux précipitations en m³/s et à la densité des retenues en m³/km². Le nombre de bassins disponibles peut varier en fonction des indicateurs et d) en bas à droite, associés au nombre de retenues.

Plusieurs facteurs pourraient induire des impacts différents sur les débits annuels, malgré des descripteurs du réseau de retenue similaires, voire malgré des précipitations annuelles ou des débits annuels similaires. Entre autres facteurs, on peut supposer que les prélèvements de l'eau des retenues, la variabilité hydrologique annuelle et la répartition spatiale des retenues importent. S'agissant des prélèvements, les volumes prélevés et également leur répartition dans le temps au cours de l'année pourraient avoir un poids important dans l'impact. On peut supposer en particulier que l'impact sur le débit annuel dépende des relations entre la répartition des prélèvements, qui vident les retenues, et la distribution dans le temps des débits, qui tendent à alimenter les retenues. Selon cette relation, les retenues peuvent se remplir une ou plusieurs fois au cours d'une année hydrologique (Lowe *et al.*, 2005). Par ailleurs, les descripteurs des bassins (densité spatiale en volume ou en effectif des retenues) constituent des moyennes spatiales sur l'ensemble du bassin versant. On peut supposer que pour une même densité, l'impact puisse être différent selon que les retenues soient réparties de façon homogène dans le bassin ou situées majoritairement en amont, ou en aval de celui-ci.

On retrouve ainsi des informations sur la différence d'impacts entre années humides et années sèches dans plusieurs articles (Figure 34). L'effet d'un réseau de retenues est d'autant plus important que l'année est sèche, c'est-à-dire marquée par des faibles précipitations et/ou des débits inférieurs aux moyennes interannuelles. Ces résultats sont cohérents avec le mode de gestion « fill-and-spill », mode dominant à travers le monde. Les

retenues ne restituant à l'aval de l'eau qu'une fois remplies, plus les précipitations et les débits amonts sont faibles, plus la probabilité de restituer un débit à l'aval est faible également et ce faisant plus l'impact sur le débit entrant sera important..

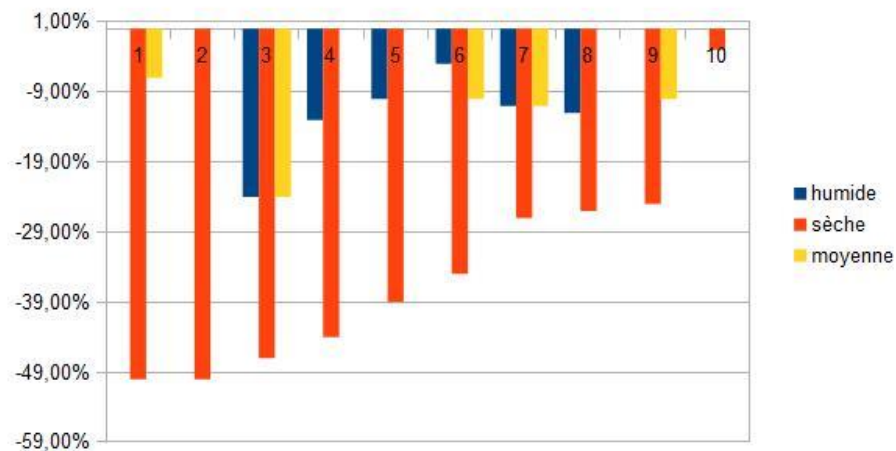


Figure 34 : Impacts des retenues sur les débits moyens annuels selon que l'année est sèche, humide ou plutôt moyenne. Les valeurs sont classés par ordre décroissant d'impact sur les années sèches, et sont issues des références suivantes : 1) Gutteridge *et al.*, 1987 (*), 2) Ockenden et Kotwicki, 1982 (*), 3) Dubreuil et Girard, 1973, 4) Creswell 1991 (*) 5) Teoh, 2002, 6) Good, 1992 (*), 7) Durbeuil et Girard, 1973, , 8) Kennon (1966), 9) Szeztay, 1973 (*), 10) Teoh, 2002, les références notées d'un (*) sont citées par Thompson, 2012.

L'effet sur les **débits de crue** ou les forts débits n'est reporté que dans quelques études. Frickel (1972) estime que les retenues réduisent les débits de crues de 45%, alors que Van Steeter et Pitlick, 1998, cité par Thompson (2012) indiquent des réductions des crues de 29 à 38%. Des impacts sur le Q10³ variant de 2 à 16% sont relevés par Thompson (2012).

Plusieurs études mentionnent **des impacts sur les débits d'étiages**, souvent le Q90⁴. Ainsi, Thompson (2012) relève des diminutions des étiages de 0.3 à 27%. (Nathan et Lowe, 2012) estiment dans un travail de synthèse que 25% des bassins Australiens étudiées ont une diminution des bas débits de 20%, 5% des bassins ayant une réduction de 60%. De plus, ils trouvent que pour les rivières non permanentes, les retenues n'ont qu'un faible impact sur le nombre de jours où les débits sont nuls en Australie.

La **variabilité interannuelle des débits** est fortement affectée par la présence de retenues, et son évolution peut avoir des conséquences sur l'écologie. Nathan et Lowe (2012) concluent que les retenues changent peu le coefficient de variation des débits, et attribuent cela à une diminution des bas débits. En général, l'impact des retenues est plus important en phase de remplissage des retenues (et dépend donc du marnage des retenues), puisqu'en période de remplissage, les retenues à débordement (de type « fill-and-spill ») ne laissent pas l'eau s'écouler en aval. En général, cette période de transition entre des basses eaux et hautes eaux reste une période de débits modérés, et les prélèvements pour alimenter les retenues sont alors conséquents par rapport aux volumes qui s'écoulent dans les rivières. Ainsi, Habets *et al.*, 2014 et Fowler *et al.*, 2015 obtiennent des impacts plus importants en fin de saison estivale sur des régions marquées par des cycles pluvieux, alors que Kennon (1966) observent des impacts plus forts au printemps dans un régime pluvio-nival.

³Q10 : débit dépassé 10% du temps, le Q10 est considéré comme un indicateur des débits de crue.

⁴Q90 : débit dépassé 90% du temps, le Q90 est considéré comme un indicateur des débits d'étiage.

Les impacts sur l'hydrologie entraînent également des impacts sur **les zones humides**. (O'connor, 2001) note une réduction des débits les années sèches, causant le dépérissement d'arbres et de plantes. Nathan et Lowe (2012) indiquent que dans la région de Wimmera (Australie), 60% des zones humides ont été modifiées alors que la principale modification dans le bassin était la création de retenues. Cependant, ils indiquent également que les retenues créées peuvent fournir des nouveaux habitats.

Deux types d'indicateurs visent plus spécifiquement des connaissances quantitatives : la capacité de remplissage des barrages et l'impact d'un m³ de retenue.

Peu d'études présentent la **capacité de remplissage des barrages**. Güntner *et al.*, 2009 au Brésil montrent que les petits barrages situés en tête de bassin ne se remplissent qu'une année sur 2, et ont un taux de remplissage trois fois plus faible que les grands réservoirs. Habets *et al.*, 2014 estiment sur le bassin du Layon que les retenues de type collinaires ayant un bassin d'alimentation assez grand peuvent se remplir 7 années sur 10 dans les conditions climatiques actuelles, mais, se remplissent à moins de 60% une année sur 10.

L'impact **d'un m³ de retenue sur les débits aval** peut être intéressant car il peut nettement varier en fonction du type de retenue et des pertes de retenues (par évaporation ou par infiltration essentiellement). Ainsi, Lowe *et al.*, 2005 indiquent qu'un m³ de retenue peut fournir plus d'un m³ d'irrigation, car la retenue peut se remplir plusieurs fois, Schreider *et al.*, 2002 estiment que chaque m³ de stockage en retenue réduit le débit annuel de 3 ou 4 m³. Neal. *et al.*, 2000 trouvent que l'impact d'un ML de retenues agricoles est une réduction des débits de 1.8 à 2.5 ML dans la région de Victoria en Australie. Lowe *et al.*, 2005 et Meigh, 1995 considèrent que les petites retenues ont un impact plus fort sur l'hydrologie qu'une grande de même volume car elles perdent plus d'eau par évaporation.

Figure 2 – Average Annual Reduction in Streamflow per ML of Catchment Farm Dam

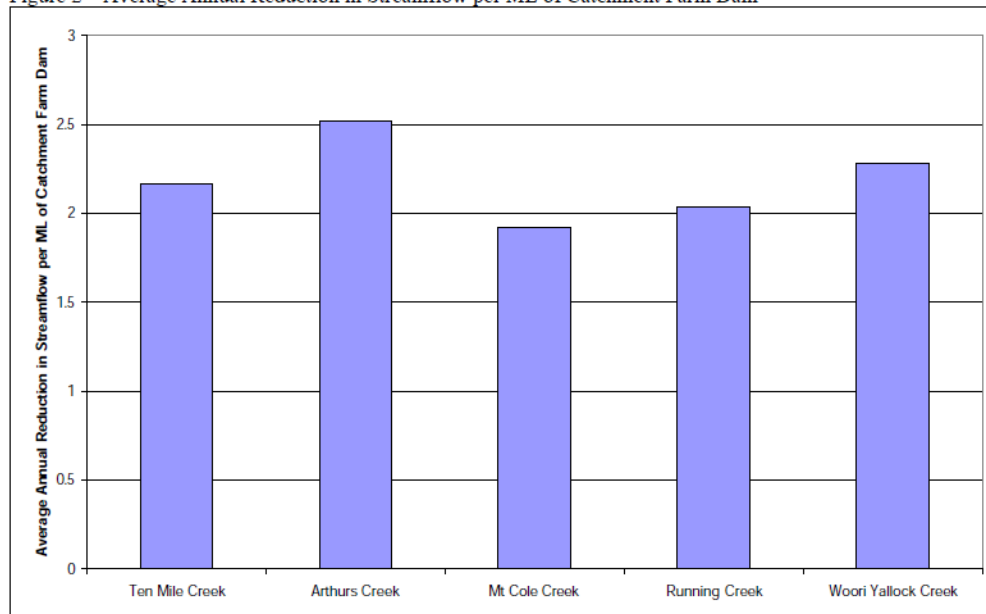


Figure 35 : Impact d'un ML de retenues agricoles sur les débits : les valeurs supérieures à 1 indiquent qu'une capacité d'1ML de retenue conduit à une réduction des débits de plus d'un ML. Figure issue de Neal. *et al.*, 2000.

Au final, l'impact hydrologique des retenues a été démontré sur différentes propriétés du régime hydrologique (débit annuel, débit d'étiage, débit de crue, variabilité interannuelle) par une douzaine d'études, chaque étude portant sur un ou plusieurs cas de bassins versants. Les débits annuels peuvent être significativement réduits (une majorité d'études répertoriées mentionnent des valeurs entre 10% et 30%). Les descripteurs des réseaux de retenues (par exemple densité spatiale en effectif ou en volume) n'apparaissent pas en première analyse comme des indicateurs pertinents pour les études répertoriées. Nous tenons à souligner cependant que cette analyse porte sur un nombre réduit de bassins versants (entre

8 et 10 bassins selon les descripteurs). Des facteurs comme les prélèvements d'eau dans les retenues (volumes, répartition dans le temps), la variabilité temporelle des débits ainsi que la répartition spatiale du réseau de retenues dans le bassin versant pourraient constituer des facteurs explicatifs de l'impact. Enfin, notons également que l'impact pour un bassin versant donné est plus important en année sèche qu'en année humide.

III.5.2 Sur les grandes échelles de temps et d'espace

Il est important d'aborder les impacts des retenues à la fois sur les temps longs et sur les grandes échelles de temps et d'espace. En effet, le temps de vie d'une retenue est de plusieurs décennies⁵, une période assez longue pour rencontrer des conditions climatiques différentes, et sans doute des évolutions de l'occupation des sols. Puisque l'impact d'une retenue dépend des conditions hydrologiques, on peut s'attendre à ce que cet impact évolue sur les temps longs du fait du changement climatique et du changement global.

Par ailleurs, l'impact des retenues se cumule jusqu'aux exutoires que sont les estuaires et la mer. Plusieurs études recensent des évolutions dans le fonctionnement des estuaires qui peuvent être attribués aux développements des retenues et barrages. Ainsi, on se propose ici de relever différents impacts projetés ou relevés sur les grandes échelles de temps et d'espace, qui peuvent être résumés comme suit :

- *la présence de barrages, de retenues ou les prélèvements directes en rivière impliquent une réduction des apports aux estuaires avec des perturbations de la salinité de la turbidité, des bouchons vaseux qui tendent à remonter dans l'estuaire ;*
- *en mer, la réduction des apports conduit à une augmentation de la salinité qui modifie la circulation des courants marins ;*
- *La réduction des apports peut conduire à l'assèchement de lacs ou mers intérieures ;*
- *A l'échelle planétaire, les barrages et réservoirs sont estimés contribuer à une diminution des débits de 5%, avec de fortes variabilités spatiales, et affectent de façon notable la variabilité saisonnière des écoulements ;*
- *le changement climatique s'accompagne dans de nombreuses régions (incluant le Sud-Ouest de l'Europe) d'une raréfaction de la ressource en eau qui tend à limiter la capacité des retenues à se remplir tout en accroissant l'impact des retenues sur les débits moyens.*

III.5.2.a- Impact sur les estuaires et les mers

(Alvisi *et al.*, 2006) à partir d'analyses isotopiques sur les sédiments de la mer adriatique étudient les apports d'eau et de sédiments à la mer depuis 1920 de la rivière Adige au Nord Est de l'Italie. Après les années 1970, ils constatent l'effet de la diminution des débits, enregistrée sur le plateau de l'Adriatique via l'accumulation intermittente de sédiments, et probablement liées la fréquence et l'intensité des crues. Les changements semblent être principalement d'origine anthropique, telles que l'augmentation progressive des prélèvements en eau à des fins agricoles et civiles, ainsi que la construction de barrages pour l'irrigation et pour l'hydroélectricité

(González-Ortegón *et al.*, 2012) rappellent que les apports d'eau douce en estuaire ont eu un effet immédiat sur la salinité et la turbidité, et par conséquent sur la disponibilité des proies (mysidacés). L'aménagement des

⁵ Les causes de disparition d'une retenue peuvent être le remplissage par les sédiments, la rupture ou un arasement volontaire. Mais, les retenues perdurent même lorsqu'elles ne sont plus utilisées.

rivières pour l'hydroélectricité, l'alimentation en eau potable ou l'irrigation provoque généralement une diminution de l'apport d'eau douce dans les estuaires et une augmentation du temps de séjour de la matière et organismes flottant dans les estuaires. A l'inverse les apports rapides d'eau douce liés à des lâchers de barrages perturbent le gradient de salinité, et évacuent les organismes présents. Les apports en eau douce de l'estuaire du Guadalquivir en Espagne dépendent des prélèvements pour l'irrigation.

(Skliris *et al.*, 2007) montrent que la réduction des apports d'eau douce du Nil et dans une moindre mesure la réduction de l'apport d'eau douce provenant du détroit des Dardanelles induit une forte augmentation de la salinité de surface de la mer dans les bassins de la mer Égée et du bassin du Levantin depuis les années soixante/soixante-dix, en accord avec les observations. En outre, la réduction des débits de l'Ebre sur cette période renforce l'augmentation de la salinité dans le bassin du Levantin car l'eau de surface plus salée provenant de la côte occidentale du bassin Méditerranéen atteint la côte orientale du fait de la circulation océanique. Selon le modèle, l'augmentation des volumes stockés en barrage et la diminution des précipitations depuis les années 80 expliquent environ 95% de l'augmentation de la salinité observé dans les eaux profondes de la Méditerranée occidentale au cours des 40 dernières années. De plus, le modèle indique que le développement des barrages joue un rôle important dans le chargement en sel des couches superficielles / intermédiaires. Ces modifications ont des conséquences sur la biodiversité (exemple de la crevette, (Cartes *et al.*, 2011)).

(Ludwig *et al.*, 2009) ont étudié les apports d'eau douce à la mer Méditerranée et à la mer noire (Figure 36). La mer Méditerranée a depuis 40 ans une réduction significative des apports en eau douce, contrairement à la mer Noire, qui ne montrent pas de tendance claire. Cette réduction est d'au moins 20% entre 1960 et 2000, et reflète principalement les évolutions récentes du climat, et le développement des barrages qui contribuent à réduire les débits. Une baisse similaire peut également être attendue pour les flux de la silice dissoute (Si), fortement contrôlés par les apports en eau douce et également affectés par l'endiguement des rivières. Cela contraste avec les flux d'azote (N) et de phosphore (P) des rivières de la mer Noire et de la Méditerranée qui ont été fortement augmentés par des sources anthropiques. Leurs entrées totales vers la mer Méditerranée pourraient avoir augmenté d'un facteur supérieur à 5.

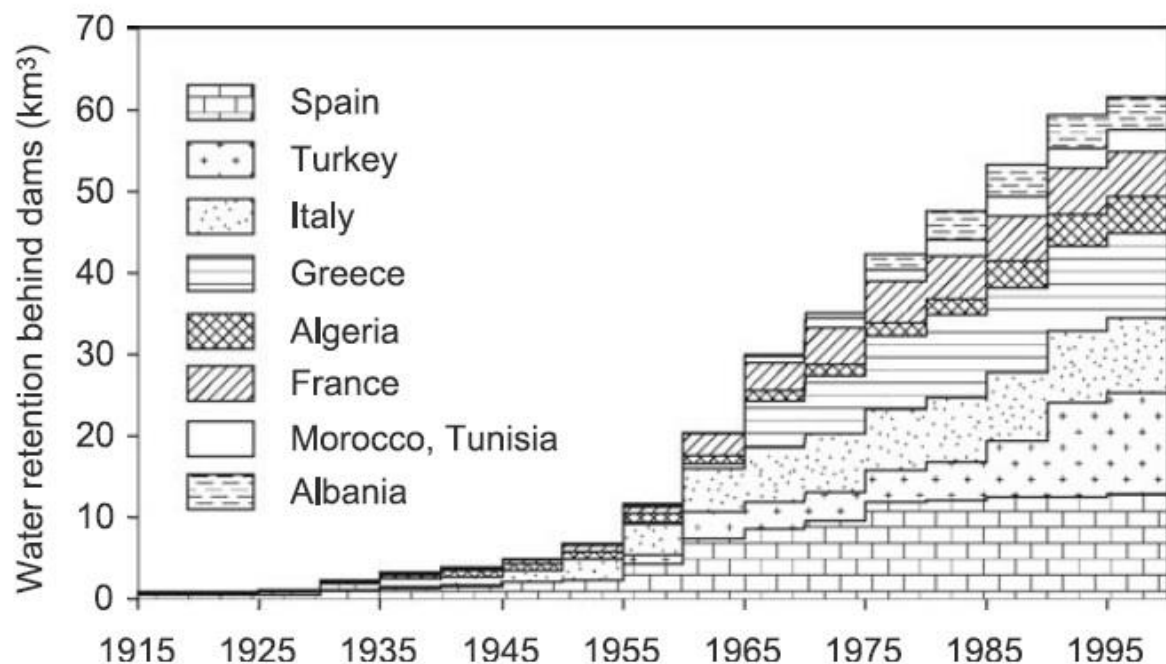


Figure 36 : Evolution des volumes stockés sur le bassin méditerranéen. Les apports à la mer Méditerranée sont estimés à 330 km³/an issue de Ludwig *et al.*, 2009.

Au sud de l'Angleterre (Uncles *et al.*, 2013) étudient l'estuaire du Davon. Les débits du Davon sont influencés par des prélèvements d'eau douce réalisés dans des retenues, représentant environ 5% des débits. L'impact de ces modifications de débits sur les niveaux et les courants d'eau modélisés au sein de l'estuaire du Davon est faible : les modifications des niveaux d'eau de l'ordre de quelques centimètres et l'impact sur les courants dans l'estuaire est estimé limité à 0.1 m/s. Ce faible impact est supposé lié au fait que l'impact du barrage est sensible uniquement lors d'un épisode de crue en début de saison automnale.

(I. Jalón-Rojas *et al.*, 2015) étudient le bouchon vaseux (ou zone de turbidité maximale, ZTM) de l'estuaire de la Gironde. A partir d'analyse de 10 ans d'observations, ils ont relié la position du bouchon vaseux notamment aux débits. Les années caractérisées par des débits élevés et des étiages courts sont favorables à un déplacement de la ZTM en aval de l'estuaire. La persistance du bouchon vaseux à Bordeaux peut ainsi varier de près de 50 % entre une année humide et une année sèche. «La pénurie de crues pendant l'hiver et le printemps limite l'expulsion des sédiments vers l'aval. Ceci, ajouté aux longues périodes d'étiage, conduit à des ZTM très concentrées avec une présence dans la Garonne fluviale pouvant se prolonger jusqu'à 70% de l'année. Pendant l'hiver, des débits fluviaux faibles conduisent à la remontée de la ZTM avant même l'arrivée de l'étiage estival, bouleversant les schémas saisonniers typiques».

Micklin (2007) et AghaKouchak *et al.*, (2015) rappellent que la réduction des débits dues aux prélèvements essentiellement pour irrigation ont conduit à une réduction de la mer d'Aral en Asie centrale et du lac Urmia en Iran (67000 km² et 5800 km² respectivement dans les années 1960-1970) de près de 90 % en une quarantaine d'années, phénomène maintenant reconnu sous le nom de syndrome de la mer d'Aral.

III.5.2.b- Échelle globale/planétaire

(Wisser *et al.*, 2010) en se basant sur un modèle agrohydrologique et la connaissance des surfaces irriguées, estiment le potentiel des petites retenues d'irrigation à l'échelle globale. Selon ce travail, environ 23% de l'irrigation mondiale pourrait venir des petites retenues. S'agissant des impacts sur le régime hydrologique des rivières, les retenues réduiraient de 5% les débits moyens, de 44% le débit mensuel minimal, et 2% le débit mensuel maximal.

A l'échelle globale, (Chao, 1995) montre que le stockage d'eau des gros réservoirs, estimé à 10 000 km³, induit un effet sur la rotation de la terre. L'article conclut que les barrages pourraient expliquer la tendance à un "polar drift" observé. (Chao *et al.*, 2008) indiquent que le stockage de l'eau dans les (gros) réservoirs abaisserait le niveau marin de 30mm, abaissement qui aurait compensé la montée des eaux liée au changement climatique. Cet impact peut avoir été minoré du fait que les petites retenues n'aient pas été prises en compte, alors qu'elles contribuent à réduire les écoulements vers la mer (point précédent).

(Zhou *et al.*, 2016) se sont intéressés à l'effet des barrages sur les variations saisonnières des stocks d'eau continentaux. Ils estiment que les variations de stocks associées aux barrages représentent actuellement dans l'hémisphère Nord 40% des variations naturelles, ie, celles liées à la variation de l'humidité des sols (Figure 37).

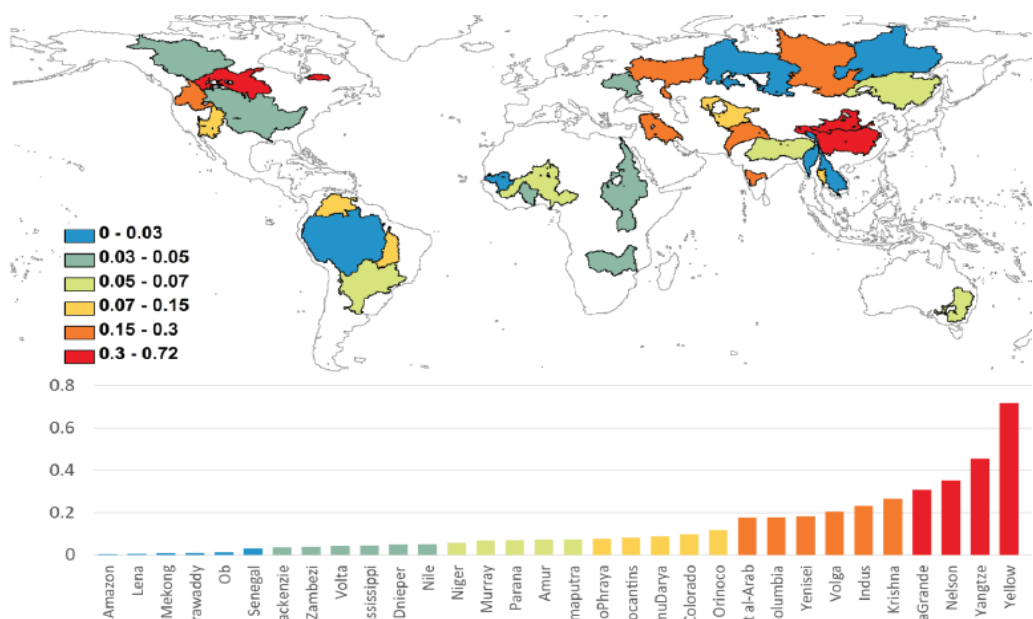


Figure 37 : Carte représentant l'impact des barrages sur les variations de stock d'eau saisonnières, en comparaison par rapport au stockage d'eau saisonnier naturel lié aux variations de stock d'eau dans les sols. Figure issue de (Zhou *et al.*, 2016).

Impact des retenues dans un contexte de changement climatiques

Haddeland *et al.* (2014) comparent les projections climatiques de plusieurs modèles hydrologiques globaux incluant les principales actions anthropiques et en particulier, les prélèvements d'eau pour irrigation (7 modèles hydrologiques et 8 projections climatiques). Ils montrent que sur la plupart des régions où l'effet des activités humaines sur l'hydrologie est important, le changement climatique va induire une diminution de la ressource en eau. Ainsi dans ces régions, les impacts du changement climatique et des activités humaines se combinent pour amplifier la diminution des débits.

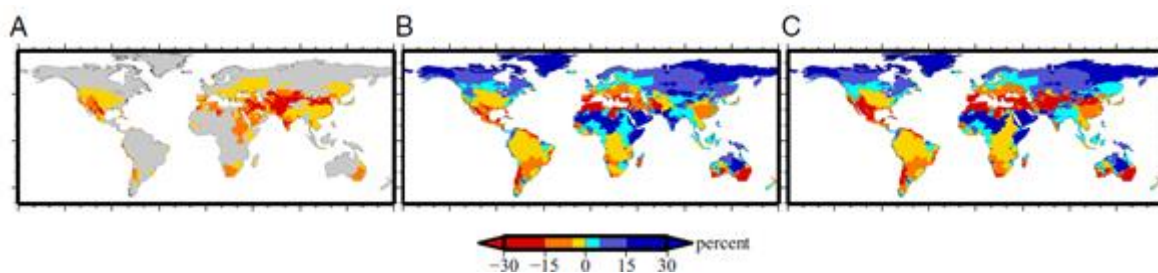


Figure 38 : Comparaison des impacts du changement climatique et des activités humaine sur les écoulements des bassins versants : A) impact des activités humaines sur la période de contrôle (1971-2000), B) Evolution des écoulements entre le climat présent et le climat à +2°, sans tenir compte des activités humaines. C) Evolution des écoulements entre le climat présent et le climat à +2° en intégrant les activités humaines. Figure issue de Haddeland *et al.* (2014).

Sinclair-Knight-Merz (2008) étudie l'impact des retenues essentiellement agricoles en Australie dans un contexte de changement climatique avec 2 projections différentes. Alors que sous climat actuel, les retenues conduisent à une réduction moyenne des débits de 10 %, elles pourraient conduire à des réductions moyennes des débits de 15 % à 28 % dans un contexte de changement climatique.

Habets *et al.* (2014) trouvent des résultats similaires dans une étude s'intéressant à l'impact de retenues collinaires en France sous trois projections climatiques : malgré une diminution de la capacité de remplissage de ces retenues dans un contexte de changement climatique, leur impact sur les débits moyens augmente, du fait que les débits sont déjà diminués par le seul effet du changement climatique.

En Afrique, Boelee *et al.* (2013) analysent les risques sur la santé humaine associés à la prolifération de stockage d'eau à l'air libre. En effet, bien que la création de stockage soit jugée comme un moyen d'adaptation au changement climatique, les zones d'eau libres s'accompagnent de multiplications de cas malaria ou de schistosomiase et pourraient s'avérer donc comme problématiques pour l'homme.

Cependant, Lasage *et al.* (2013) étudient les possibilités d'adaptation au changement global par la création de barrage de sable (section 0). Dans un contexte de changement climatique (2 projections), et d'un triplement de la population, le nombre de ces structures pourraient plus que tripler. Dans ce cas, l'étude estime que la réduction des débits liés à ces retenues pourrait passer de 10 % sous climat actuel à 20 % sous changement climatique en moyenne sur le trimestre le plus humide.

III.6 CONCLUSION

Toutes les études hydrologiques, qu'elles s'appuient sur l'observation ou la modélisation, démontrent un impact cumulé des retenues. Les impacts portent sur les débits moyens, mais aussi les débits d'étiage, de crue, ainsi que la variabilité annuelle des débits. Ils vont tous dans le sens d'une diminution. Des impacts sur les nappes et les zones humides sont également relevés, et ces impacts se prolongent jusqu'aux estuaires et à la mer.

Cependant, l'intensité des impacts est assez variable, d'une part sur un même bassin, en fonction des conditions climatiques de chaque année, les diminutions des débits étant systématiquement plus importantes les années sèches que les années humides, et d'autre part, d'un bassin à l'autre. La variabilité entre deux bassins, même situés dans des contextes climatiques et géologiques similaires peut s'expliquer par la différence d'équipement en retenues des bassins, leur situation dans le bassin, et/ou par leur utilisation.

Une des questions suscitées par cette expertise concerne l'intérêt et la pertinence d'indicateurs pour rendre compte et graduer les impacts. A notre connaissance, aucune étude n'a cherché à répondre directement à cette question, la plupart des documents étant focalisés sur un bassin particulier, il n'y a pas de volonté de résumer les impacts via des indicateurs. Ainsi, il n'y a pas de trace d'indicateur élaboré comme par exemple la comparaison des précipitations efficaces par rapport au volume des retenues. Sur la base des éléments trouvés dans la littérature, il apparaît que la densité de retenues seule n'est pas un critère suffisant pour quantifier l'impact hydrologique.

Les méthodes utilisées pour identifier et quantifier l'impact cumulé des retenues sur l'hydrologie reposent rarement sur des observations (avec seulement une demi-douzaine d'études) et plus généralement sur de la modélisation.

La faible proportion des études reposant sur l'observation s'explique en partie par la difficulté à comparer les observations à un état de référence « sans retenue » issue des observations. Pour obtenir un état de référence, les études s'appuient soit sur un bassin similaire non influencé, soit sur une analyse de la trajectoire temporelle des caractéristiques du bassin et de son hydrologie. Une autre méthode consiste à observer l'impact des retenues via des observations en amont et en aval des retenues, et ce, en plusieurs points du bassin et sur plusieurs années. L'impact cumulé sur le bassin est alors supposé être la somme des impacts de chaque retenue. Cela nécessite un effort important en termes de moyens d'observations sur des durées importantes.

L'estimation de l'impact des retenues à partir de modèles constitue une approche rencontrée dans la littérature scientifique. Le recours à la modélisation est toutefois confronté à un double défi (i) représenter l'ensemble des retenues présentes dans le bassin, avec leurs caractéristiques physiques individuelles (localisation, surface, volume), leur usage, voire, avec leur mode de gestion, (ii) simuler le fonctionnement de chaque retenue et leurs interactions le cas échéant.

Toutes les études s'accordent sur la difficulté à obtenir une information et une description exhaustives des retenues présentes dans un bassin. Face à cette difficulté, la stratégie utilisée par la plupart des études est d'adapter la modélisation aux données disponibles. Ainsi, la plupart des modèles représentent des classes ou ensemble de retenues dont la distribution spatiale n'est pas individuellement spécifiée. Les incertitudes associées à cette simplification spatiale semblent réduites par rapport à d'autres sources d'incertitudes, mais dépendent très certainement des contextes locaux. Une des principales sources d'incertitudes de la modélisation est associée à l'estimation du bilan hydrique de la retenue, et en particulier à la représentation de l'usage de la retenue (ie, la façon dont le volume d'eau disponible est utilisé, qui influence fortement le marnage de la retenue), aux capacités de remplissage de la retenue (qui dépendent du bilan hydrique du sous-bassin associé) et aux pertes de la retenue par évaporation, qui sont des pertes concrètes pour l'hydrosystème et qui peuvent conséquentes selon les régions.

L'analyse de la bibliographie sur les estimations via observation et modélisation des différents termes du bilan hydrique montre que ces flux restent difficiles à estimer, mais, peut conduire néanmoins à des recommandations sur les méthodes à privilégier.

Le poids des modes de gestion des retenues, tel que l'existence de débits réservés et de périodes de remplissage sur l'impact des retenues avait émergé comme une interrogation forte lors de la 1^{ère} phase de l'expertise. L'analyse des études scientifiques consultées ne permet pas de progresser face à cette interrogation. Ces modes de gestion sont en effet rarement pris en compte dans les travaux scientifiques que nous avons consultés pour la simple raison qu'ils ne sont pas appliqués dans les régions concernés par ces travaux.

On note de plus que les effets indirects des retenues, en particulier, sur l'évolution de l'occupation des sols et des pratiques agricoles ne sont généralement pas pris en compte dans les études (qu'elles soient basées sur des modèles ou sur des observations). Cependant, il est certain que les modifications d'occupation des sols influencent de façon non négligeable l'hydrologie des bassins versants. Ainsi, l'irrigation se traduit généralement par une intensification des cultures qui peut alors potentiellement consommer plus d'eau pluviale et réduire ainsi la part des écoulements. A l'inverse, l'irrigation peut générer des pertes qui peuvent contribuer aux débits des sous-bassins. L'impact de la modification de l'occupation des sols varie donc certainement selon les bassins en fonction des pratiques et de l'occupation des sols avant et après la création des retenues. **Ces effets indirects devraient certainement être pris en compte pour estimer les impacts cumulés des retenues en hydrologie.**

Les retenues constituent des capacités de stockages conséquentes, et leur volume à l'échelle planétaire est du même ordre de grandeur que celles des grands barrages. De plus, la durée de ces retenues est en général de plusieurs décennies. Il est donc important d'intégrer les impacts de ces retenues sur l'hydrologie au sein du bassin versant mais aussi jusqu'aux estuaires et la mer, et également sur les temps longs. Dans les régions où les projections climatiques conduisent à une augmentation des sécheresses, il faut s'attendre à ce que l'impact des retenues existantes sur l'hydrologie augmente (ie, malgré un taux d'équipement constant).

Glennennig *et al.*, 2012 résumant les impacts documentés et les points non abordés qui mériteraient des recherches, en se basant sur le cas des retenues dédiées à la recharge des nappes (cf. Tableau 8), mais peut en partie être transposé à un cas plus général.

Tableau 8 : Résumé des impacts documentés et des besoins de recherche sur les retenues pour recharge de nappe à l'échelle du bassin versant local.

Summary of documented impacts and research gaps of RWH for groundwater recharge at the local and watershed scale.

	Local scale	Watershed scale
Documented impacts	<ul style="list-style-type: none"> - Local increased groundwater availability for irrigation users (i.e. Badiger et al., 2002; Glendenning and Vervoort, 2010) - Increased local crop production (Srivastava et al., 2009; Wisser et al., 2010) - Lack of demand control and increases in irrigated crop production (Calder et al., 2008; Glendenning and Vervoort, 2011) - High evaporation due to high surface to depth ratio of storages (Neumann et al., 2004) - Low efficiency of RWH in some areas (Sharda et al., 2006) 	<ul style="list-style-type: none"> - Increased green water and increased production (Bouma et al., 2011) - Decrease in blue water for downstream ecology and human uses similar to farm dams (Schreider et al., 2002) - Overall decrease in blue water due to changes in land use (Sharma and Thakur, 2007) - Investment does not increase watershed welfare from a production perspective (Bouma et al., 2011)
Research gaps, hydrological	<ul style="list-style-type: none"> - Can RWH create fresh groundwater layers over underlying saline water (Asghar et al., 2002)? - Do decreases of overland flow velocities and sediment entrainment result in better erosion control (Bouma et al., 2007)? - How do we quantify the lack of control of stored groundwater (loss of water through lateral flows) (Glendenning and Vervoort, 2010)? - What are the detrimental impact on downstream soil and water salinity? 	<ul style="list-style-type: none"> - Decreased flow velocity resulting in ecological benefits for groundwater dependent systems and overall natural resource management. - Upstream RWH might lead to increased groundwater availability downstream due to lateral flows. - Are there increased salinity risks in hydrogeologically sensitive areas (George et al., 1997)? - What are the general impacts of RWH on water quality and human health related water issues? - How does RWH affect externalities such as related to environmental flows and other ecosystem services (Raju et al., 2009)?
Research gaps, socio-economic	<ul style="list-style-type: none"> - Impact of managing maintenance – collective action (Bouma et al., 2007). RWH might lead to possible increased local awareness and participation in water resource management if RWH is NGO driven (Bouma et al., 2007) - Suggested poverty alleviation is questionable (Bouma et al., 2011) - Does RWH management offer increased social cohesion (Cochran and Ray, 2009)? 	<ul style="list-style-type: none"> - How can RWH contribute to collective at the watershed scale? Possible increased local awareness and participation in water resource management if RWH is NGO driven (Bouma et al., 2007) - Does RWH management offer increased social cohesion (this could also apply to the watershed scale) (Cochran and Ray, 2009)?

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AghaKouchak, A., H. Norouzi, K. Madani, A. Mirchi, M. Azarderakhsh, A. Nazemi, N. Nasrollahi, A. Farahmand, A. Mehran et E. Hasanzadeh (2015). "Aral Sea syndrome desiccates Lake Urmia: Call for action." *Journal of Great Lakes Research* 41(1): 307-311.
- Ali, S. (2009). Study of artificial groundwater recharge from a pond in a small watershed, Indian Institute of Technology Roorkee, Roorkee, India.
- Ali, S., N. C. Ghosh et R. Singh (2012). "Quantification of potential groundwater recharge from recharge pond in small watershed." *Indian Journal of Agricultural Sciences* 82(10): 835-840.
- Alvisi, F., M. Frignani, M. Brunetti, M. Maugeri, T. Nanni, S. Albertazzi et M. Ravaioli (2006). "Climate vs. anthropogenic changes in North Adriatic shelf sediments influenced by freshwater runoff." *Climate Research* 31(2-3): 167-179.
- Anderson, E. (1954). "Energy-Budget Studies, Water-Loss Investigations: Lake Hefnor Studies." Professional Paper 269.
- Antonino, A. C. D., R. Angulo-Jaramillo, C. Hammecker, A. M. Netto, S. M. L. G. Montenegro, C. A. B. O. Lira et J. J. S. P. Cabral (2004). "A simplified water transfer model of the reservoir–ebb tide system, including preferential flow, in the semi-arid region in Northeastern Brazil." *Journal of Hydrology* 287(1–4): 147-160.
- Antonino, A. C. D., C. Hammecker, S. Montenegro, A. M. Netto, R. Angulo-Jaramillo et C. Lira (2005). "Subirrigation of land bordering small reservoirs in the semi-arid region in the Northeast of Brazil: monitoring and water balance." *Agricultural Water Management* 73(2): 131-147.
- Assouline, S., K. Narkis et D. Or (2011). "Evaporation suppression from water reservoirs: Efficiency considerations of partial covers." *Water Resources Research* 47(7): n/a-n/a.
- Barnes, G. T. (2008). "The potential for monolayers to reduce the evaporation of water from large water storages." *Agricultural Water Management* 95(4): 339-353.
- Barrett, H. (2007). Guidelines for ring tank storages, Irrigation Australia.
- Batchelor, C., A. Singh, M. R. M. Rao et J. Butterworth (2002). Mitigating the potential unintended impacts of water harvesting. IWRA International Regional Symposium 'Water for Human Survival.
- Benzaghta, M. A. et T. A. Mohamad (2009). Evaporation from reservoir et reduction methods: An overview and assessment study.
- Beven, K. (2000). "On the future of distributed modelling in hydrology." *Hydrological Processes* 14(16-17): 3183-3184.
- Boelee, E., M. Yohannes, J.-N. Poda, M. McCartney, P. Cecchi, S. Kibret, F. Hagos et H. Laamrani (2013). "Options for water storage and rainwater harvesting to improve health and resilience against climate change in Africa." *Regional Environmental Change* 13(3): 509-519.
- Bouteffeha, M., Dages, C., Bouhlila, R., et Molenat, J. (2015). A water balance approach for quantifying subsurface exchange fluxes and associated errors in hill reservoirs in semiarid regions. *Hydrological Processes*, 29(7), 1861-1872.
- Boisson, A., M. Baisset, M. Alazard, J. Perrin, D. Villesseche, B. Dewandel, W. Kloppmann, S. Chandra, G. PicotColbeaux, S. Sarah, S. Ahmed et J. C. Marechal (2014). "Comparison of surface and groundwater balance approaches in the evaluation of managed aquifer recharge structures: Case of a percolation tank in a crystalline

aquifer in India." *Journal of Hydrology* 519: 1620-1633.

Brugeron A., Bessiere H., avec la collaboration de P. Stollsteiner et D. Allier (2014) – Approche exploratoire des liens entre référentiels hydrogéologique et hydrographique (Année 2) : Réflexions sur l'organisation et la mise à disposition des données. Rapport final BRGM/RP-63643-FR. 82 p., 43 ill., 2 ann.

Cartes, J. E., F. Maynou et E. Fanelli (2011). "Nile damming as plausible cause of extinction and drop in abundance of deep-sea shrimp in the western Mediterranean over broad spatial scales." *Progress in Oceanography* 91(3): 286-294.

Carvajal, F., F. Agüera et J. Sánchez-Hermosilla (2014). "Water balance in artificial on-farm agricultural water reservoirs for the irrigation of intensive greenhouse crops." *Agricultural Water Management* 131: 146-155.

Cathcart, T. P., C. L. Wax, J. W. Pote et S. Triyono (2007). "A climatological basis for conserving groundwater and reducing overflow in aquaculture ponds in the Southeast United States." *Aquacultural Engineering* 36(3): 225-232.

Cetin, L. T., Freebairn, A. C., Jordan, P. W., et Huider, B. J. (2009). A model for assessing the impacts of farm dams on surface waters in the WaterCAST catchment modelling framework. In *Proc 18th IMACS World Congress/MODSIM 09 International Congress*. <http://www.mssanz.org.au/modsim09>.

Chao, B. F. (1995). "Anthropogenic impact on global geodynamics due to reservoir water impoundment." *Geophysical research letters* 22(24): 3529-3532.

Chao, B. F., Y. H. Wu et Y. S. Li (2008). "Impact of artificial reservoir water impoundment on global sea level." *Science* 320(5873): 212-214.

Craig, I. P. (2008). Loss of storage water through evaporation with particular reference to arid and semi-arid zone pastoralism in Australia: 67p-67p.

Culler, R. C. (1961). *Hydrology of the upper Cheyenne River basin*: 136 p.-136 p.

De Bruin, H. A. R. (1978). "A Simple Model for Shallow Lake Evaporation." *Journal of Applied Meteorology* 17(8): 1132-1134.

Deitch, M. J., A. M. Merenlender et S. Feirer (2013). "Cumulative Effects of Small Reservoirs on Streamflow in Northern Coastal California Catchments." *Water Resources Management* 27(15): 5101-5118.

Doorenbos, J. P., W. O. Aboukhaled, A. Damagnez, J. Dastane, N. G. Van den Berg, C. Rijtema, P. E. Ashford et M. OM Frere (1977). *Las necesidades de agua de los cultivos* Guidelines for predicting crop water requirements.

Downing, J. A. (2010). "Emerging global role of small lakes and ponds: little things mean a lot." *Limnetica* 29(1): 9-24.

Downing, J. A., Y. T. Prairie, J. J. Cole, C. M. Duarte, L. J. Tranvik, R. G. Striegl, W. H. McDowell, P. Kortelainen, N. F. Caraco et J. M. Melack (2006). "The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments." *Limnology and Oceanography* 51(5): 2388-2397.

Dubreuil, P. et G. Girard (1973). "Influence of a Very Large Number of Small Reservoirs on the Annual Flow Regime of a Tropical Stream." *Man-Made Lakes: Their Problems and Environmental Effects* 17: 295-299.

Dubreuil, P. et G. Girard (2013). "Influence of a Very Large Number of Small Reservoirs on the Annual Flow Regime of a Tropical Stream." *Man-Made Lakes: Their Problems and Environmental Effects* 17: 295-299.

Fabre, J., D. Ruelland, A. Dezetter, et B. Grouillet (2015). Simulating past changes in the balance between water demand and availability and assessing their main drivers at the river basin scale: *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 19, p. 1263-1285.

Fowe, T., H. Karambiri, J. E. Paturel, J. C. Poussin et P. Cecchi (2015). "Water balance of small reservoirs in the Volta basin: A case study of Boura reservoir in Burkina Faso." *Agricultural Water Management* 152: 99-109.

Fowler, K., C. A. Secondary, R. Morden, L. Lowe et R. Nathan (2015). "Advances in assessing the impact of hillside farm dams on streamflow." *Engineers Australia Technical Journals* submitted.

Frickel, D. G. (1972). "Hydrology and effects of conservation structures, Willow Creek basin, Valley County, Montana 1954-1968." *US Geological Survey Water-Supply Paper 1532-G*, US Geological Survey.: 42p-42p.

Gallego-Elvira, B., a. Baille, B. Martín-Górriz et V. Martínez-Álvarez (2010). "Energy balance and evaporation loss of an agricultural reservoir in a semi-arid climate (south-eastern Spain)." *Hydrological Processes* 24(December 2009): 758-766.

Gallego-Elvira, B., a. Baille, B. Martin-Gorritz, J. F. Maestre-Valero et V. Martínez-Alvarez (2011). "Energy balance and evaporation loss of an irrigation reservoir equipped with a suspended cover in a semiarid climate (south-eastern Spain)." *Hydrological Processes* 25(11): 1694-1703.

Gaudou, B., C. Sibertin-Blanc, O. Therond, F. Amblard, Y. Auda, J.-P. Arcangeli, M. Balestrat, M.-H. Charron-Moirez, E. Gondet et Y. Hong (2014). *The MAELIA multi-agent platform for integrated assessment of low-water management issues. International Workshop on Multi-Agent-Based Simulation-MABS 2013.*

Glendenning, C. J., F. F. Van Ogtrop, a. K. Mishra et R. W. Vervoort (2012). "Balancing watershed and local scale impacts of rain water harvesting in India—A review." *Agricultural Water Management* 107: 1-13.

Goldbach, A. et W. Kuttler (2015). "Turbulent Heat Fluxes above a Suburban Reservoir: A Case Study from Germany." *Journal of Hydrometeorology* 16(1): 244-260.

Gonzalez-Ortegon, E., M. D. Subida, A. M. Arias, F. Baldo, J. A. Cuesta, C. Fernandez-Delgado, C. Vilas et P. Drake (2012). "Nekton response to freshwater inputs in a temperate European Estuary with regulated riverine inflow." *Science of the Total Environment* 440: 261-271.

Güntner, A., M. S. Krol, J. C. D. Araújo et A. Bronstert (2004). "Simple water balance modelling of surface reservoir systems in a large data-scarce semiarid region/Modélisation simple du bilan hydrologique de systèmes de réservoirs de surface dans une grande région semi-aride pauvre en données." *Hydrological sciences journal* 49(5).

Habets, F., Philippe, E., Martin, E., David, C. H., et Leseur, F. (2014). *Small farm dams: impact on river flows and sustainability in a context of climate change. Hydrology and Earth System Sciences, 18(10), 4207-4222.*

Haddeland, I., J. Heinke, H. Biemans, S. Eisner, M. Florke, N. Hanasaki, M. Konzmann, F. Ludwig, Y. Masaki, J. Schewe, T. Stacke, Z. D. Tessler, Y. Wada et D. Wisser (2014). "Global water resources affected by human interventions and climate change." *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111(9): 3251-3256.

Hawley, A. J. (1973). "Farm ponds in the United States: A new resource for farmers." In *Man-Made Lakes: Their Problems and Environmental Effects*, edited by W. C. Ackerman, G. F. White and E. B. Worthington, American Geophysical Union, Washington, DC: 746-749.

Huang, S.-L., Y.-C. Lee, W. W. Budd et M.-C. Yang (2012). "Analysis of Changes in Farm Pond Network Connectivity in the Peri-Urban Landscape of the Taoyuan Area, Taiwan." *Environmental Management* 49(4): 915-928.

Hughes, D. A. et S. K. Mantel (2010). "Estimating the uncertainty in simulating the impacts of small farm dams on streamflow regimes in South Africa." *Hydrological Sciences Journal-Journal Des Sciences Hydrologiques* 55(4): 578-592.

Ignatius, A. et J. Jones (2014). "Small reservoir distribution, rate of construction, and uses in the upper and middle Chattahoochee basins of the Georgia piedmont, USA, 1950–2010." *International Journal of Geo-Information* 3(2): 460-480.

Jalon-Rojas, I., S. Schmidt et A. Sottolichio (2015). "Turbidity in the fluvial Gironde Estuary (southwest France) based on 10-year continuous monitoring: sensitivity to hydrological conditions." *Hydrology and Earth System Sciences* 19(6): 2805-2819.

Jalón-Rojas, I., S. Schmidt et A. Sottolichio (2015). "Analyse de 10 ans de mesures continues de turbidité dans les sections fluviales de l'estuaire de la Gironde." *Mesures haute résolution dans l'environnement marin côtier*, Presses du CNRS.

Jayatilaka, C. J., R. Sakthivadivel, Y. Shinogi, I. W. Makin et P. Witharana (2003). "A simple water balance modelling approach for determining water availability in an irrigation tank cascade system." *Journal of Hydrology* 273(1-4): 81-102.

Kang, M., et S. Park (2014). *Modeling water flows in a serial irrigation reservoir system considering irrigation return flows and reservoir operations: Agricultural Water Management*, v. 143, p. 131-141.

Kennon, K. W. (1966). *Hydrologic effects of small reservoirs in Sandstone Creek watershed*: 44-44.

Lasage, R., J. Aerts, P. H. Verburg et A. S. Sileshi (2013). "The role of small scale sand dams in securing water supply under climate change in Ethiopia." *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 20(2): 317-339.

Liebe, J. R., N. van de Giesen, M. Andreini, M. T. Walter et T. S. Steenhuis (2009). "Determining watershed response in data poor environments with remotely sensed small reservoirs as runoff gauges." *Water Resources Research* 45(7): W07410-W07410.

Liu, T., H. Fang, P. Willems, a. M. Bao, X. Chen, F. Veroustraete et Q. H. Dong (2013). "On the relationship between historical land-use change and water availability: the case of the lower Tarim River region in northwestern China." *Hydrological Processes* 27(2): 251-261.

Lowe, L., R. Nathan et R. Morden (2005). "Assessing the impact of farm dams on streamflows, Part II: Regional characterisation." *Australian Journal of Water ...* 9(1): 13-26.

Ludwig, W., E. Dumont, M. Meybeck et S. Heussner (2009). "River discharges of water and nutrients to the Mediterranean and Black Sea: Major drivers for ecosystem changes during past and future decades?" *Progress in Oceanography* 80(3-4): 199-217.

Malveira, V., J. Araújo et A. Güntner (2012). "Hydrological Impact of a High-Density Reservoir Network in Semiarid Northeastern Brazil." *Journal of Hydrologic Engineering* 17(1): 109-117.

Mantel, S. K., D. A. Hughes et N. W. J. Muller (2010). "Ecological impacts of small dams on South African rivers Part 1: Drivers of change - water quantity and quality." *Water Sa* 36(3): 351-360.

Martínez-Alvarez, V., González-Real, M. M., Baille, A., et Martínez, J. M. (2007). A novel approach for estimating the pan coefficient of irrigation water reservoirs Application to South Eastern Spain. *Agricultural Water Management*, 92, pp.29–40.

Martínez Alvarez, V., M. M. González-Real, a. Baille, J. F. Maestre Valero et B. Gallego Elvira (2008). "Regional assessment of evaporation from agricultural irrigation reservoirs in a semiarid climate." *Agricultural Water Management* 95(9): 1056-1066.

Martínez-Alvarez, V. et J. F. Maestre-Valero (2015). "Comparative Analysis of on-Farm Reservoir Management Techniques and Their Effect on Filtering Requirements for Irrigation." *Water Resources Management* 29(4): 1155-1167.

Massuel, S., J. Perrin, C. Mascré, W. Mohamed, A. Boisson et S. Ahmed (2014). "Managed aquifer recharge in South India: What to expect from small percolation tanks in hard rock?" *Journal of Hydrology* 512: 157-167.

McGloin, R., H. McGowan, D. McJannet et S. Burn (2014). "Modelling sub-daily latent heat fluxes from a small reservoir." *Journal of Hydrology* 519: 2301-2311.

McJannet, D., F. Cook, R. McGloin, H. McGowan, S. Burn et B. Sherman (2013). "Long-term energy flux measurements over an irrigation water storage using scintillometry." *Agricultural and Forest Meteorology* 168: 93-107.

McMahon, T. a., M. C. Peel, L. Lowe, R. Srikanthan et T. R. McVicar (2013). "Estimating actual, potential, reference crop and pan evaporation using standard meteorological data: a pragmatic synthesis." *Hydrology and Earth System Sciences* 17(4): 1331-1363.

Meigh, J. (1995). "The impact of small farm reservoirs on urban water supplies in Botswana." *Natural Resources Forum* 19(1): 71-83.

Mekki, I. (2003). Analyse et modélisation de la variabilité des flux hydriques à l'échelle d'un bassin versant cultivé alimentant un lac collinaire du domaine semi-aride méditerranéen (Oued Kamech, Cap Bon, Tunisie), Montpellier 2, Université des Sciences et Techniques du Languedoc.

Mengistu, M. G. et M. J. Savage (2010). "Open water evaporation estimation for a small shallow reservoir in winter using surface renewal." *Journal of Hydrology* 380(1-2): 27-35.

Micklin, P. (2007). The Aral Sea disaster. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*. 35: 47-72.

Molle F. (1989). Evaporation loss and infiltration in small reservoirs. *Serie Hydrologia*, 25, SUDENE / ORSTOM, Recife, Brazil. (in Portuguese)

Molle, F. (1991). Caractéristiques et potentialités des "açudes" du nordeste brésilien. Thèse de l'Université de Montpellier 2.

Morton, F. I. (1983). "Operational estimates of lake evaporation." *Journal of Hydrology* 66: 77-100.

Moulin, L., C. Perrin, C. Michel et V. Andréassian (2005). "Prise en compte de barrages-réservoirs dans un modèle pluie-débit global: application au cas du bassin de la Seine amont." *La Houille Blanche*(5): 79-88.

Mouhri, A., Saleh, F., et Flipo, N. (2012). Etat de l'art sur les méthodes de caractérisation et de quantification des échanges nappe-rivière. Rapport PIREN-seine. 30 p.

Nathan, R., P. Jordan et R. Morden (2005). "Assessing the impact of farm dams on streamflows, Part I: Development of Simulation Tools." *Australian Journal of Water*.9(1): 1-12.

Nathan, R. et L. Lowe (2012). "The hydrologic impacts of farm dams." *Australian Journal of Water Resources* 16(1): 75-83.

Neal, B. P., Shephard, P., Austin, K. A., et Nathan, R. J. (2000). The effect of catchment farm dams on streamflows-Victorian case studies. *Hydro 2000 : Interactive Hydrology; Proceedings*, 836.

Nordbo, A., S. Launiainen, I. Mammarella, M. Leppäranta, J. Huotari, A. Ojala et T. Vesala (2011). "Long-term energy flux measurements and energy balance over a small boreal lake using eddy covariance technique." *Journal of Geophysical Research* 116(D2): D02119-D02119.

O'Connor, T. G. (2001). "Effect of Small Catchment Dams on Downstream Vegetation of a Seasonal River in Semi-Arid African Savanna." *Journal of Applied Ecology* 38(1): 1314-1325.

Panin, G. N., a. E. Nasonov, T. Foken et H. Lohse (2006). "On the parameterisation of evaporation and sensible heat exchange for shallow lakes." *Theoretical and Applied Climatology* 85(3-4): 123-129.

Payan, J.-L., C. Perrin, V. Andreassian et C. Michel (2008). "How can man-made water reservoirs be accounted for in a lumped rainfall-runoff model?" *Water Resources Research* 44(3).

Perrin, J., S. Ferrant, S. Massuel, B. Dewandel, J. C. Maréchal, S. Aulong et S. Ahmed (2012). "Assessing water availability in a semi-arid watershed of southern India using a semi-distributed model." *Journal of Hydrology* 460-461: 143-155.

Perret, S., P. Y. I. Gal, et P. Y. le Gal (1999). Practice analysis, modelling and decision support in irrigation: the management of a collective reservoir in La Reunion: *Economie Rurale*, p. 6-11.

Pitman, W. (1973). A mathematical model for generating monthly river flows from meteorological data in South Africa, University of the Witwatersrand, Department of Civil Engineering, Hydrological Research Unit. Johannesburg, South Africa.

Ponrajah, A. J. P. (1984). Design of Irrigation Headworks for Small Catchments, Department of Irrigation, Colombo, Sri Lanka: Department of Irrigation.

Ragab, R., B. Austin et D. Moidinis (2001). "The HYDROMED model and its application to semi-arid Mediterranean catchments with hill reservoirs 1: the rainfall-runoff model using a genetic algorithm for optimisation." *Hydrology and Earth System Sciences* 5(4): 543-553.

Rahbeh, M., D. Chanasyk, et J. Miller (2013). Modelling the effect of irrigation on the hydrological output from a small prairie watershed: *Canadian Water Resources Journal*, v. 38, p280-295

Raju, K. (1985). Recharge through percolation tanks and subsurface dykes, India. Proceedings of a Seminar on Artificial Recharge of Groundwater held at Ahmadabad, India.

Ramireddygari, S. R., M. A. Sophocleous, J. K. Koelliker, S. P. Perkins et R. S. Govindaraju (2000). "Development and application of a comprehensive simulation model to evaluate impacts of watershed structures and irrigation water use on streamflow and groundwater: the case of Wet Walnut Creek Watershed, Kansas, USA." *Journal of Hydrology* 236: 223-246.

Reed, S., V. Koren, M. Smith, Z. Zhang, F. Moreda, D. J. Seo et D. Participants (2004). "Overall distributed model intercomparison project results." *Journal of Hydrology* 298(1-4): 27-60.

Refsgaard, J. C. et J. Knudsen (1996). "Operational validation and intercomparison of different types of hydrological models." *Water Resources Research* 32(7): 2189-2202.

Rosenberry, D. O., T. C. Winter, D. C. Buso et G. E. Likens (2007). "Comparison of 15 evaporation methods applied to a small mountain lake in the northeastern USA." *Journal of Hydrology* 340: 149-166.

Schreider, S. Y., a. J. Jakeman, R. a. Letcher, R. J. Nathan, B. P. Neal et S. G. Beavis (2002). "Detecting changes in streamflow response to changes in non-climatic catchment conditions: farm dam development in the Murray–Darling basin, Australia." *Journal of Hydrology* 262(1-4): 84-98.

Sharma, M. L. et M. W. Hughes (1985). "Groundwater recharge estimation using chloride, deuterium and oxygen-18 profiles in the deep coastal sands of Western Australia." *Journal of Hydrology* 81(1–2): 93-109.

Shinogi Y., Makin I. W., et Witharana D. D. P. (1998). Simulation of the water balance in a dry zone tank cascade. Paper 68 of Session 2. In International Irrigation Management Institute (IIMI). National Water Conference on Status and Future Directions of Water Research in Sri Lanka, BMICH, Colombo, Sri Lanka, 4-6 November 1998. Session 1: Rainwater harvesting; Session 2: Planning and managing water resource systems; Session 3: Rural and urban water supply. Research papers presented. 21p.

Sinclair-Knight-Merz (2008). Background Report: Farm dam interception in the Campaspe Basin under climate change, Available at: www.skmconsulting.com.

- Singh, J., M. K. Awasthi et R. K. Sharma (2004). "Quantification of percolation from percolation tank." *J Soil Wat. Conserv. India* 3(3&4) : 128-132.
- Skliris, N., S. Sofianos et A. Lascaratos (2007). "Hydrological changes in the Mediterranean Sea in relation to changes in the freshwater budget: A numerical modelling study." *Journal of Marine Systems* 65(1-4): 400-416.
- Smith, S. V., W. H. Renwick, J. D. Bartley et R. W. Buddemeier (2002). "Distribution and significance of small, artificial water bodies across the United States landscape." *Science of the Total Environment* 299(1-3): 21-36.
- Sukhija, B. S., D. V. Reddy, M. V. Nandakumar et Rama (1997). "A Method for Evaluation of Artificial Recharge Through Percolation Tanks Using Environmental Chloride." *Ground Water* 35(1): 161-165.
- Tanny, J., S. Cohen, S. Assouline, F. Lange, a. Grava, D. Berger, B. Teltch et M. B. Parlange (2008). "Evaporation from a small water reservoir: Direct measurements and estimates." *Journal of Hydrology* 351: 218-229.
- Tanny, J., S. Cohen, D. Berger, B. Teltch, Y. Mekhmandarov, M. Bahar, G. G. Katul et S. Assouline (2011). "Evaporation from a reservoir with fluctuating water level: Correcting for limited fetch." *Journal of Hydrology* 404(3-4): 146-156.
- Tarboton, K. C. et R. E. Schulze (1991). "The ACURU modelling system for large catchment water resources management." *Hydrology for the Water Management of Large River Bas* 2025(201): 1-14.
- Thompson, J. C. (2012). *Impact and Management of Small Farm Dams in Hawke's Bay, New Zealand.*
- Tiessen, K. H. D., J. a. Elliott, M. Stainton, J. Yarotski, D. N. Flaten et D. a. Lobb (2011). "The effectiveness of small-scale headwater storage dams and reservoirs on stream water quality and quantity in the Canadian Prairies." *Journal of Soil and Water Conservation* 66(3): 158-171.
- Uncles, R. J., J. A. Stephens et C. Harris (2013). "Towards predicting the influence of freshwater abstractions on the hydrodynamics and sediment transport of a small, strongly tidal estuary: The Devonshire Avon." *Ocean & Coastal Management* 79: 83-96.
- Vernoux, J.F., Lions, J., Petelet-Giraud, E., Seguin, J.J., Stollsteiner, P., et Lalot, E. (2010). *Contribution à la caractérisation des relations entre eau souterraine, eau de surface et écosystèmes terrestres associés en lien avec la DCE.* BRGM/rp-57044-fr. 207 p., 91 il., 1 ann.
- Wisser, D., S. Frohling, E. M. Douglas, B. M. Fekete, A. H. Schumann et C. J. Vörösmarty (2010). "The significance of local water resources captured in small reservoirs for crop production – A global-scale analysis." *Journal of Hydrology* 384(3-4): 264-275.
- Yiasoumi, B. et N. S. Wales (2004). *Leaking farm dams, NSW Department of Primary Industries.*
- Zhou, T., B. Nijssen, H. Gao et D. P. Lettenmaier (2016). "The Contribution of Reservoirs to Global Land Surface Water Storage Variations." *Journal of Hydrometeorology* 17(1): 309-325.

I ANALYSE DU CORPUS BIBLIOGRAPHIQUE

L'analyse de la littérature traitant de l'effet des retenues sur l'hydrologie et l'hydrogéologie des bassins versants a porté sur des références issues de requêtes suivantes appliquées sans restriction temporelle, ni spatiale :

- TITLE = "small reservoirs" or "tanks" or "ponds" or "farm dams" AND TITLE = "impact" - 266 résultats
- TITLE = "small reservoirs" or "tanks" or "ponds" or "farm dams" AND TITLE = "network" - 126 résultats
- TITLE = "small reservoirs" or "tanks" or "ponds" or "farm dams" AND TITLE = "water management" – 13 résultats
- TITLE = "small reservoirs" or "tanks" or "ponds" or "farm dams" AND TITLE = "substitution" - 4 résultats
- TITLE = "small reservoirs" or "tanks" or "ponds" or "farm dams" AND TITLE = "water loss" - 2 résultats
- TITLE = "small reservoirs" or "tanks" or "ponds" or "farm dams" AND TITLE = "water balance" – 12 résultats
- TITLE = "small reservoirs" or "tanks" or "ponds" or "farm dams" AND TITLE = "aquifer" – 24 résultats
- TITLE = "small reservoirs" or "tanks" or "ponds" or "farm dams" AND TITLE = "groundwater" – 75 résultats
- TITLE = "small reservoirs" or "tanks" or "ponds" or "farm dams" AND TITLE = "river" – 106 résultats
- TITLE = "small reservoirs" or "tanks" or "ponds" or "farm dams" AND TITLE = "stream" – 69 résultats
- TITLE = "small reservoirs" or "tanks" or "ponds" or "farm dams" AND TITLE = "runoff" – 58 résultats
- TITLE = ("runoff" or "river" or "stream" or "groundwater" or "aquifer" or "water balance" or "water loss" or "water management" or "substitution" "or network" or "impact") AND TITLE = ("impoundment") – 162 résultats
- TITLE = ("runoff" or "river" or "stream" or "groundwater" or "aquifer" or "water balance" or "water loss" or "water management" or "substitution" "or network" or "impact") AND TITLE = ("small lake") – 12 résultats
- TITLE = ("small reservoirs" or tanks or ponds or "farm dams") AND TITLE = ("hyporheic" or "riparian") – 7 résultats

Les références issues de ces requêtes ont été complétées ensuite par des références issues des articles consultés, et/ou d'études qu'il a semblé pertinent de considérer, compte tenu du faible nombre d'études relatives à l'effet cumulé des retenues, et qui ne sont pas référencées sur le Web Of Science.

Au total, sur plus de 150 documents analysés, environ 40% abordent des questions relatives à l'effet cumulé des retenues sur l'hydrologie.

L'analyse bibliométrique a été réalisée à partir des fonctionnalités avancées du Web of Science et à l'aide du logiciel Mathéo Analyzer.

Elle est basée sur un corpus de 110 publications issues du Web of Science (sur un corpus initial de 157 références utilisées par les experts). Il convient de souligner que le fait que seules les publications issues du WOS puissent être incluses dans l'analyse biaise en partie les résultats, une partie significative des références particulièrement pertinentes pour la question de l'effet cumulé étant ainsi non prise en compte.

L'évolution annuelle des références utilisées fait ressortir un corpus majoritairement récent (postérieur à 2009), avec quelques références très anciennes (et très intéressantes) abordant la question de l'impact cumulé.

I.1 Nombre de publications par année

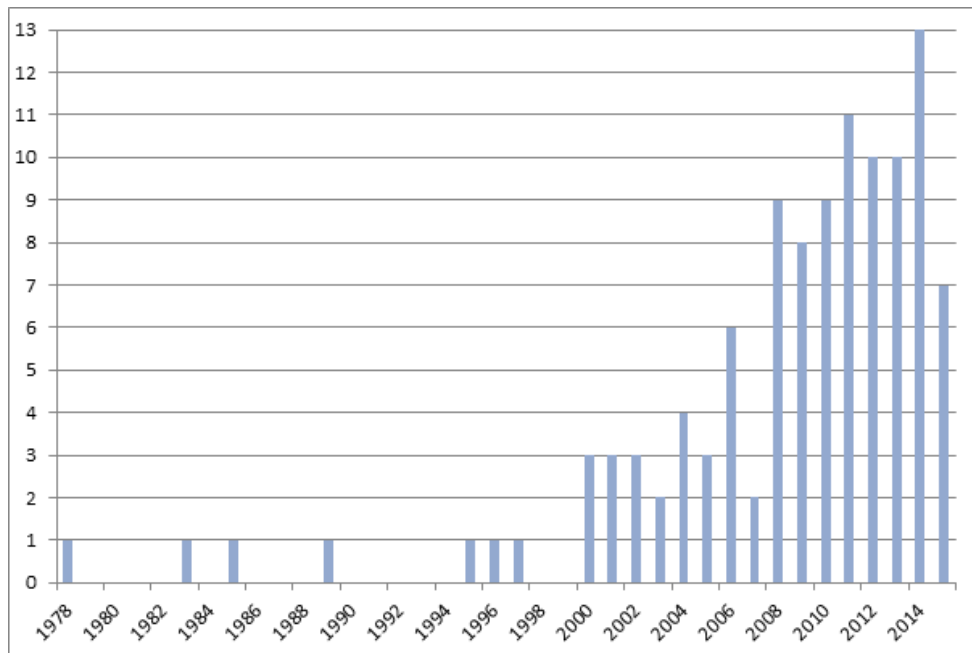


Figure 39 : Evolution du nombre de publications par année.

I.2 Cartographie du nombre de publications par pays

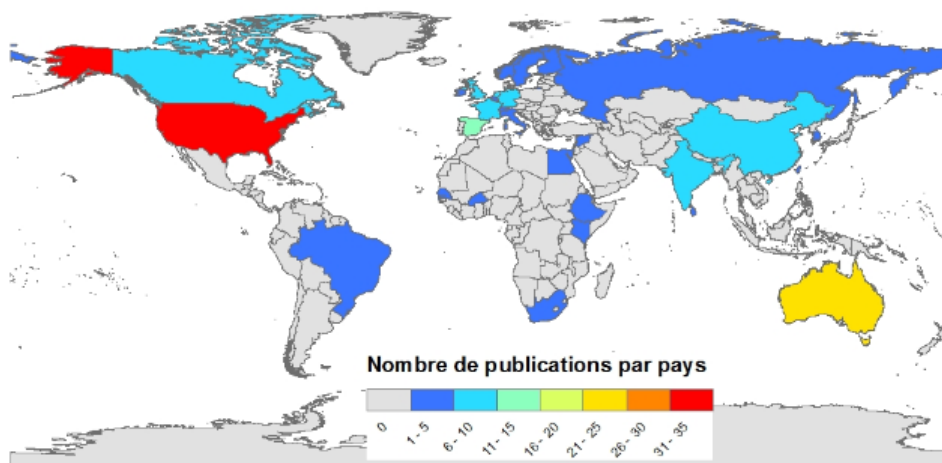


Figure 40 : Cartographie du nombre de publications par pays.

La carte du nombre de publications par pays fait ressortir notamment les Etats Unis et l'Australie, puis l'Espagne, la France, le Canada, l'Inde, l'Allemagne, la Chine, les Pays Bas et la Suisse.

I.3 Analyse des mots-clés auteurs

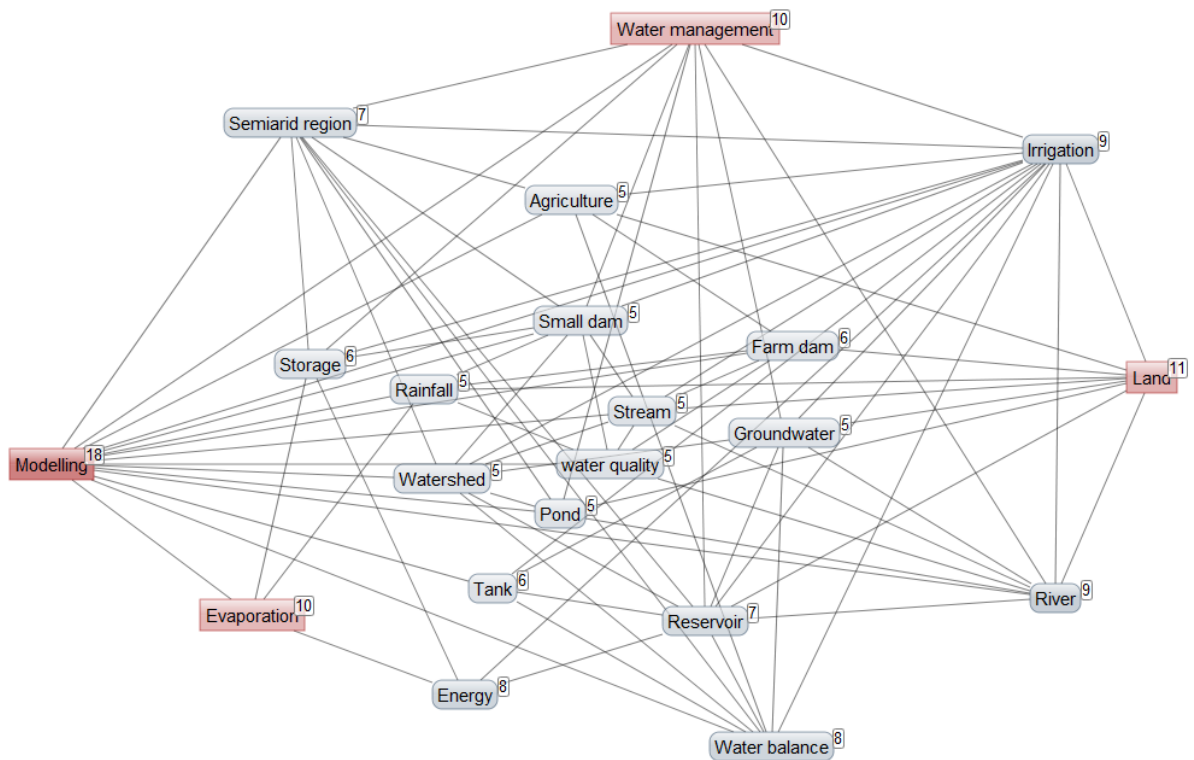


Figure 41 : Analyse des mots clés ayant une occurrence supérieure 5 réalisée à partir du logiciel Matheo Analyzer. Le nombre de relations entre mots-clés oscillent entre 1 et 3. Le nombre indiqué au-dessus de chaque mot clé correspond au nombre d'occurrences de ce mot dans le corpus.

On retrouve dans l'analyse des mots clés principalement ceux ayant été utilisés dans le cadre des requêtes bibliographiques. Cette analyse met également en évidence qu'il ne se dégage pas de dénomination standard en anglais du mot retenue : on retrouve à quasi égal nombre d'occurrences pond, small dam, farm dam, reservoir, storage.