CHAPITRE II IMPORTANCE ET CARACTERISATION DES RETENUES

Auteurs :

Simon Dufour,

Delphine Burger-Leenhardt

CHAPITRE II IMPORTANCE ET CARACTERISATION DES RETENUES 1

II.1 INTRODUCTION 3

II.1.1 Une histoire longue et une diversité d'usages 3

II.1.2 Importance numérique des retenues à usage agricole 5

II.1.3 Evolution des retenues.....5

II.1.4 Des retenues qui jouent sur l'usage des sols 6

II.2 METHODES DE LOCALISATION ET CARACTERISATION DES RETENUES DANS UN BASSIN VERSANT 7

II.2.1 Remarques liminaires sur l'analyse du corpus bibliographique 7

II.2.1.a- Analyse bibliométrique de la thématique « Géomatique ».....8

II.2.2 Etat des lieux : l'étude des retenues par des approches géomatiques.....10

II.2.2.a- Identification : détection, localisation, délimitation 10

II.2.2.a.i- Utilisation de bases de données existantes..... 10

II.2.2.a.ii- Utilisation de données de télédétection..... 11

II.2.2.b- Caractérisation volumétrique 14

II.2.2.c- Propriétés et contenu de l'eau.....16

II.2.2.d- Caractérisation du bassin versant.....18

II.2.3 Conclusion et points de vigilance 18

Références bibliographiques.....20

II.1 INTRODUCTION

Cette partie dresse tout d'abord un panorama général de l'importance des petites retenues*[1] au niveau global, de leurs usages principaux, et donne un aperçu des tendances d'évolution, tant en termes d'emprise que d'usage ou d'occupation du sol induite. Elle explore ensuite les possibilités offertes par les méthodes géomatiques pour caractériser les retenues, du point de vue de leur nombre, position, dimensions et variables d'état (température, teneur en chlorophylle...), en s'attachant à évaluer la transposabilité et les limites des méthodes investiguées.

II.1.1 Une histoire longue et une diversité d'usages

Les retenues d'eau (aussi appelées « réservoirs ») existent depuis plus de 4000 ans, avec des constructions en Chine, Egypte, et Mésopotamie, pour des besoins d'alimentation en eau potable et d'irrigation (Assouline, Narkis *et al.,* 2011). Dans un passé plus récent, le stockage de l'eau dans des réservoirs ou derrière des barrages* s'est développé pour d'autres usages également : l'alimentation des moulins à eau (surtout avant le 20ème siècle), la production électrique, le contrôle des inondations (rétention d'orages), la pêche et la navigation. De fait, le stockage de l'eau dans des réservoirs ou derrière des barrages s'est considérablement accru depuis les années 1950s et en 2003 on comptait, à l'échelle mondiale, un total de 6 700 km^3 d'eau stockée (White, 2010), cité par (Assouline, Narkis *et al.,* 2011). Des estimations de l'extension des petites retenues à l'échelle globale ont été proposées par (Downing, Prairie *et al.,* 2006, Downing 2010). A partir de l'analyse de données, de SIG, et de relations statistiques, il est déduit que la surface des retenues agricoles couvrirait au moins 70 000 km^2, et que cela représente entre 0.1 à 6% de la surface agricole sur terre (Figure 1). Cette surface est déduite d'une relation entre la surface des exploitations agricoles couverte par des retenues (FP) en fonction des précipitations annuelles (P): $FP=0.019 \exp(0.0036P)$ (i.e. il est considéré que la fraction des surfaces agricoles avec des retenues augmente avec les précipitations).

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

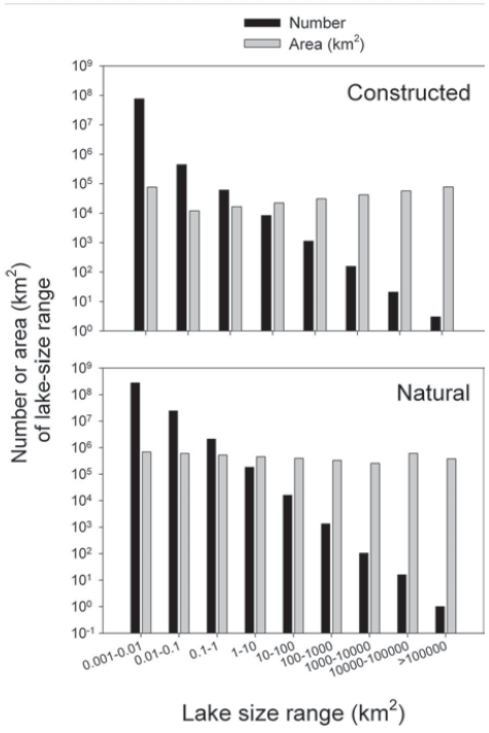

Figure 1 : Distribution du nombre et de la surface couverte par les barrages en fonction de leur taille à l'échelle globale. La figure distingue les lacs naturels et ceux construits par l'homme. Figure issue de (Downing, 2010).

Les retenues de petite taille ont souvent une vocation agricole, principalement pour l'irrigation et l'abreuvement du bétail. Le principe de collecter et stocker l'eau de pluie dans des retenues pour sécuriser les moyens de subsistance et augmenter les rendements des cultures a été adopté par de nombreuses civilisations, avec de premières traces dès la période néolithique dans les montagnes de Jordanie (Bruins, Evenari *et al.,* 1986) cité par (Wisser, Frolking *et al.,* 2010). Les petites retenues d'eau se sont rapidement avérées être un outil essentiel pour surmonter les aléas du climat (Gunnell et Krishnamurthy, 2003) ; (Pandey, Gupta *et al.,* 2003), cité par (Wisser, Frolking *et al.,* 2010) et ainsi stabiliser les rendements des cultures (Oweis et Hachum, 2006), cité par (Wisser, Frolking *et al.,* 2010).

L'usage agricole des retenues varie. Par exemple, en Australie, les retenues à usage agricole de petite taille sont plutôt consacrées à l'abreuvement du bétail, alors que les retenues pour l'irrigation sont plus grandes (Nathan et Lowe, 2012). De même, en zones de pâturages de moyenne montagne, les retenues servent à abreuver le bétail (Santi, Mari *et al.,* 2010). L'usage d'irrigation reste néanmoins le principal usage agricole des retenues, même si plusieurs auteurs (ex : (Batchelor, Singh *et al.,* 2002) (Huang *et al.,* 2012)) évoquent, notamment dans le cas de l'Inde, le fait que ces retenues à usage d'irrigation rendent dans le même temps d'autres services : abreuvement du bétail, réserves d'eau en cas d'incendie, amélioration du micro-climat local, régulation des inondations, lavage du linge, pisciculture, baignade. L'usage irrigation peut être direct, par pompage dans la retenue, ou indirect. Ainsi, en Inde, plusieurs retenues d'eau (appelées souvent « tanks » là-bas) servent à capter l'eau de la mousson et favoriser la recharge des nappes dans lesquelles ont lieu les prélèvements par pompage (Dourte, Shukla *et al.,* 2014 ; Glendenning, van Ogtrop *et al.,* 2012).

II.1.2 Importance numérique des retenues à usage agricole

On ne dispose pas, à l'échelle mondiale, de bases de données permettant de quantifier la surface, le volume ou la capacité d'irrigation des petites retenues (Wisser, Frolking *et al.,* 2010). Néanmoins, selon (Verstraeten et Poesen, 2000) ; (Sahagian, 2000), cités par (Thompson, 2012)), on peut estimer à plusieurs millions le nombre de petites retenues à l'échelle mondiale, tandis que les USA en compteraient à eux seuls 2,5 millions (USDA, 1981, cité par (Thompson, 2012)) et l'Australie plus de 2 millions ((Australian Water Association, 2007) cité par (Thompson, 2012)). Selon la même source, les petites retenues à usage agricole permettent de stocker 8 x 10^6 ML d'eau[2], soit environ 10% de ce qui est stocké dans les grands réservoirs. (Wisser, Frolking *et al.,* 2010) (Wisser, 2010) en se basant sur un modèle agro-hydrologique et la connaissance des surfaces irriguées, estime le potentiel des petites retenues d'irrigation à l'échelle globale. La méthode se base sur le modèle WBMplus. Un des paramètres du modèle est le rapport entre la surface du bassin d'alimentation de la retenue et la surface de la zone irriguée à partir de la retenue (variable CCR Catchment command area ratio). Des valeurs de 1 à 20 ont été considérées. Une valeur de 1 donne une surface de retenue de 152000 km^2, 2 fois la valeur de Downing *et al. (*2006). Les retenues pour irrigation pourraient fournir 688km^3 d'eau par an, 174km^3 (20% !) serait perdu par évaporation. Il est estimé qu'environ 23% de l'eau utilisé pour l'irrigation à l'échelle mondiale pourrait venir des petites retenues.

En termes de densité, selon les sources et les tailles de bassins versants, on arrive en Australie à des valeurs variant entre 0,15 à 6,1 retenues/km^2 ((Thompson, 2012) (Schreider, Jakeman *et al.,* 2002) (Tingey-Holyoak, 2014) (Callow et Smettem, 2009) (Verstraeten et Prosser, 2008) pour des années relativement récentes, ce qui est du même ordre que la valeur donnée par (Ignatius et Jones, 2014) pour un bassin versant des USA.

II.1.3 Evolution des retenues

Toutefois, l'ensemble des auteurs tend à souligner le grand développement du nombre de retenues au cours des dernières décennies. En particulier, les chiffres des auteurs australiens (Schreider *et al.,* 2002)(Callow et Smettem, 2009) montrent que sur 35 ans le nombre de ces retenues a été multiplié par 2 à 10 selon les bassins versants étudiés (soit 5 à 22% par an), tandis que (Thompson, 2012) rapporte une augmentation de 1 à 3% par an aux USA et jusqu'à plus de 60%/an en Inde.

Les facteurs expliquant ce fort développement des petites retenues, le plus souvent à usage agricole, sont divers et le plus souvent liés. En particulier, sont identifiés l'occurrence de sécheresses (Veyrac-Ben Ahmed, 2010 ; Callow et Smettem, 2009) et la pression économique des filières agro-alimentaires (Callow et Smettem, 2009 ; Cudennec, Sarraza *et al.,* 2004) qui conduit les agriculteurs à constituer ou sécuriser leur ressource en eau de manière à irriguer leurs cultures et ainsi respecter les engagements contractuels passés avec les industriels, et ce d'autant plus en présence de sécheresses. Cette tendance a toutefois été le plus souvent soutenue ou encouragée par des programmes incitatifs gouvernementaux. Ainsi, dès 1936, le programme ACP (Agricultural Conservation Program) de l'USDA (the U.S. Department of Agriculture) a subventionné les agriculteurs pour la construction de retenues pour contrôler l'érosion, irriguer, abreuver le bétail, ou même à partir de 1965, pour préserver les poissons et la faune sauvage. Ce programme a permis ainsi d'avoir un taux d'équipement des exploitations agricoles en retenues de 26% dès 1964 (Hawley, 1973). En Inde, le facteur du développement historique des retenues (avant 1800), est controversé : initiatives locales des villages ou impulsion des rois ? Le rôle de la colonisation britannique dans la maintenance des petites retenues est également discuté tandis que la révolution verte a favorisé le développement des puits et des grandes retenues multi-usages au détriment des petites retenues (Aubriot, 2013). Cela a conduit récemment à la mise en place d'un programme de développement rural, le « watershed development program » (WSD), qui investit dans le

[2] Soit 8.10^9 m^3 ou 8 000 millions de m^3.

développement des retenues, mais à des fins de recharge de la nappe souterraine, devenue la principale ressource en eau pour l'irrigation (Bouma, Biggs *et al.,* 2011). En Afrique, également, le développement des retenues d'eau relève historiquement d'initiatives locales mais bénéficie d'un soutien récent des gouvernements et de donneurs de fonds privés (Fowe, Karambiri *et al.,* 2015).

Néanmoins, l'usage agricole des retenues peut être abandonné au cours du temps. En particulier dans le cas d'une urbanisation croissante (Huang, Lee *et al.,* 2012 ; Ignatius et Jones, 2014) montre que les réservoirs à usage agricole peuvent devenir des bassins d'agrément en zone urbaine. En Inde, le fort développement des forages dans la nappe, encouragé par le programme "a Million Wells" (Aubriot, 2013), a conduit d'abord à l'abandon des prélèvements dans les retenues superficielles qui se remplissaient moins bien ((Batchelor, Singh *et al.,* 2002) expliquent cela), puis, du fait de la baisse généralisée des nappes, à la mise en place d'une politique visant à interdire toute utilisation de l'eau des réservoirs (donc pour irriguer) de manière à favoriser l'infiltration et la recharge de la nappe (Calder, Gosain *et al.,* 2008).

II.1.4 Des retenues qui jouent sur l'usage des sols

La création d'une retenue d'eau constitue, de la même façon que la mise en place d'un forage ou d'un canal, une augmentation et une sécurisation de la ressource en eau pour les agriculteurs. Forts de cette ressource supplémentaire, ceux-ci peuvent faire évoluer leurs choix de production. Ainsi aux USA, (Hawley, 1973) montre clairement que la création des retenues à usage d'irrigation d'une part et pour l'abreuvement du bétail d'autre part, a permis respectivement une forte l'augmentation des surfaces irriguées (en permettant l'irrigation) et une forte augmentation des prairies pâturées (en permettant le développement de l'élevage). Plus spécifiquement, certains auteurs montrent que la création des retenues ont permis une diversification des cultures. Par exemple, (Khlifi, Ameur *et al.,* 2010) montrent sur un bassin versant tunisien que la création de lacs collinaires a permis le développement d'arboriculture et l'introduction de fourrage d'été, tandis que (Perret et Le Gal, 1999) évoquent, dans le cas de La Réunion, l'émergence depuis quelques années de systèmes spécialisés en production intensive de salades vertes et légumes divers liée au soutien des autorités locales et de l'Europe à la diversification par la subvention à la construction de retenues collinaires individuelles.

II.2 METHODES DE LOCALISATION ET CARACTERISATION DES RETENUES DANS UN BASSIN VERSANT

II.2.1 Remarques liminaires sur l'analyse du corpus bibliographique

Cette analyse s'appuie sur l'examen des références issues des requêtes bibliographiques et de la consultation d'un nombre limité d'autres références jugées pertinentes (Thompson, 2012 ; Bartout et Touchart, 2013 ; Chalabert, 2013). La requête bibliographique suivante portant sur les années 1975 à 2015 a permis de lister 1477 références.

TITLE =(delineation or detection or GIS or geomatic* or map* or "remote sensing") AND TITLE=(reservoir* or dam or pond* or impoundment or weir*)

Cette liste a été scindée en 2 sous listes en distinguant dans la seconde les références plus spécifiquement liées aux lacs (liste 1 = 613 références, liste 2 = 864 références). La première liste a été dépouillée (titre + résumé) afin d'éliminer les références hors-sujets, soit 506 références, et celles apportant trop peu d'information, soit 42 références. La synthèse qui suit porte en grande partie sur les 65 références restantes.

L'analyse bibliométrique ci-dessous porte sur ces références. Elle s'appuie sur la fonction « analyze » du Web of science, puis a été traitée avec un tableur Excel. Les graphiques portant sur les mots clés ont été réalisés avec le logiciel Matheo Analyzer.

Dans un second temps, la liste 2 a été également parcourue afin de compléter la synthèse par l'ajout d'éléments absents dans les 65 références de la liste 1 (estimation : 50 % des références de la liste 2 sont hors-sujet).

Avant de présenter le contenu des travaux analysés, il convient de faire 3 remarques préalables. Premièrement, les études portent sur des plans d'eau* naturels et sur des lacs artificiels et, dans le second cas, presque tous les articles étudient les retenues localisées en amont de grands ouvrages barrant le réseau hydrographique. Deuxièmement, dans plus de la moitié des références consultées, un seul plan d'eau est analysé. Enfin, troisièmement, la nature des plans d'eau et le contexte bioclimatique sont très variables : plans d'élevage des crevettes au Vietnam (Virdis, 2014), mares d'eau temporaires au Sénégal dans des contextes plus ou moins arides (Lacaux, Tourre *et al.,* 2007 ; Soti, Tran *et al.,* 2009), mares et lacs des régions polaires ou péri-polaires dans le nord canadien (Brown et Young, 2006 ; Kim, Hwang *et al.,* 2013), etc. Les études qui se concentrent sur les petits plans d'eau, par exemple à vocation agricoles, sont très rares (Mialhe, Gunnell *et al.,* 2008). Compte tenu de ces éléments, il convient d'être vigilant sur la transférabilité effective des méthodes et des résultats de chaque étude. En effet, cette synthèse présente une gamme de résultats et d'outils potentiels sans que le caractère transposable à n'importe quel contexte ne soit assuré. L'étude de (Politi, Cutler *et al.,* 2015) illustre bien ce problème. Ils ont réalisé une évaluation de la transférabilité des méthodes sur la base de 2 variables (biomasse en algues et transparence de l'eau), de 4 lacs différents en Europe et de 47 modèles différents reliant données télédétectées et variables mesurées *in situ*. Il ressort de leur analyse une grande difficulté à transposer les modèles puisque les coefficients de corrélation (R^2) sont, dans le meilleur des cas, de 0.59.

II.2.1.a- Analyse bibliométrique de la thématique « Géomatique »

L'analyse des années de publication des références analysées montre que ce domaine est très actif, comme l'illustre la Figure 2. Les premiers auteurs sont essentiellement originaires des USA, de Chine et d'Inde, suivis de la France et du Brésil (Figure 3).

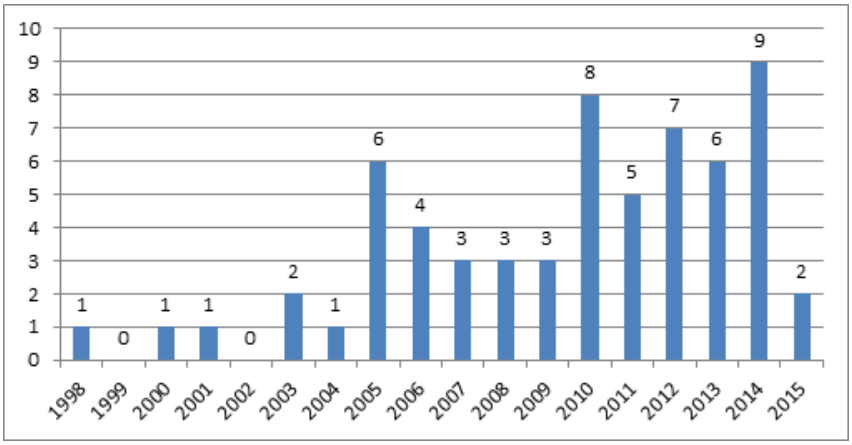

Figure 2 : Répartition des références par date de publication.

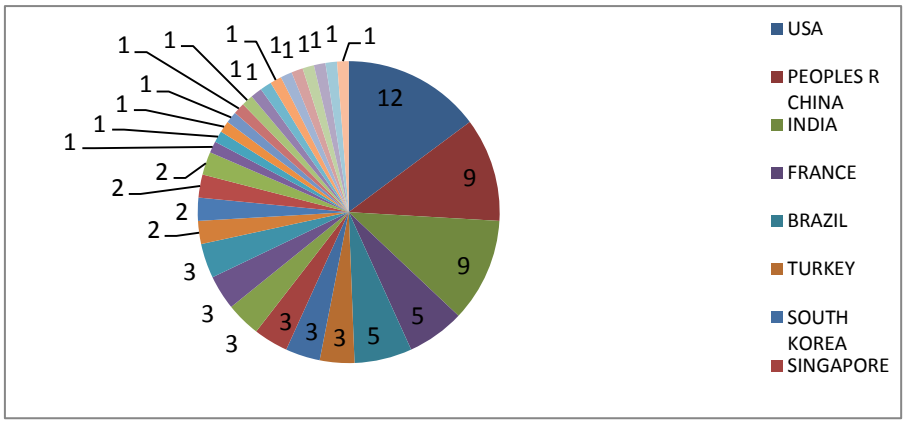

Figure 3 : Répartition des auteurs par pays.

Les Figure 4 et Figure 5 illustrent les principaux mots clés utilisés par les auteurs, ainsi que les cooccurrences de ces mots clés dans les articles.

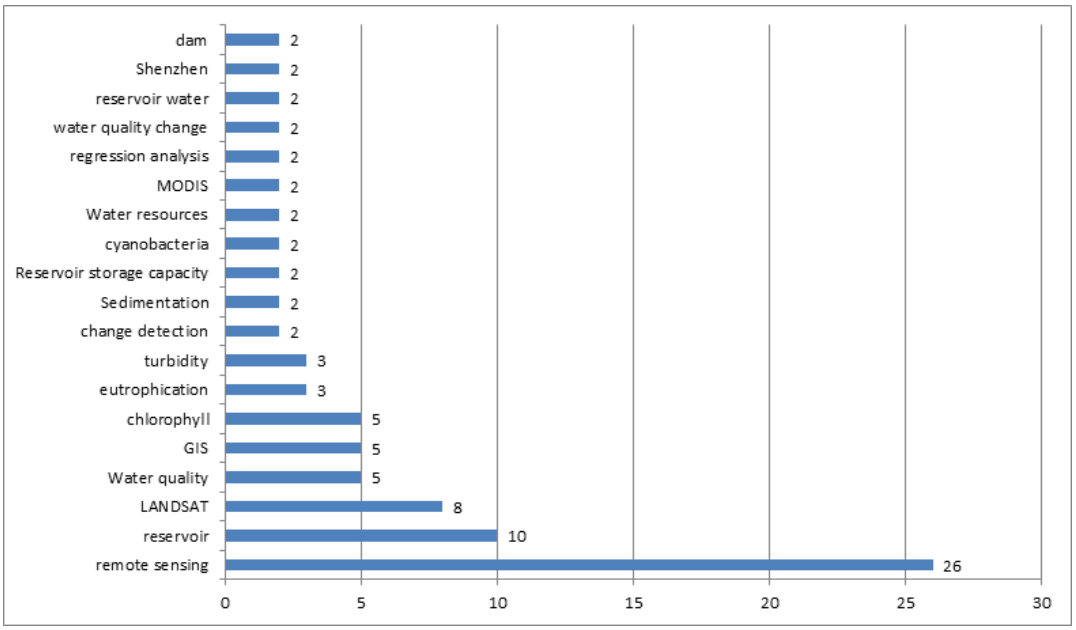

Figure 4 : Analyse des mots-clés auteurs.

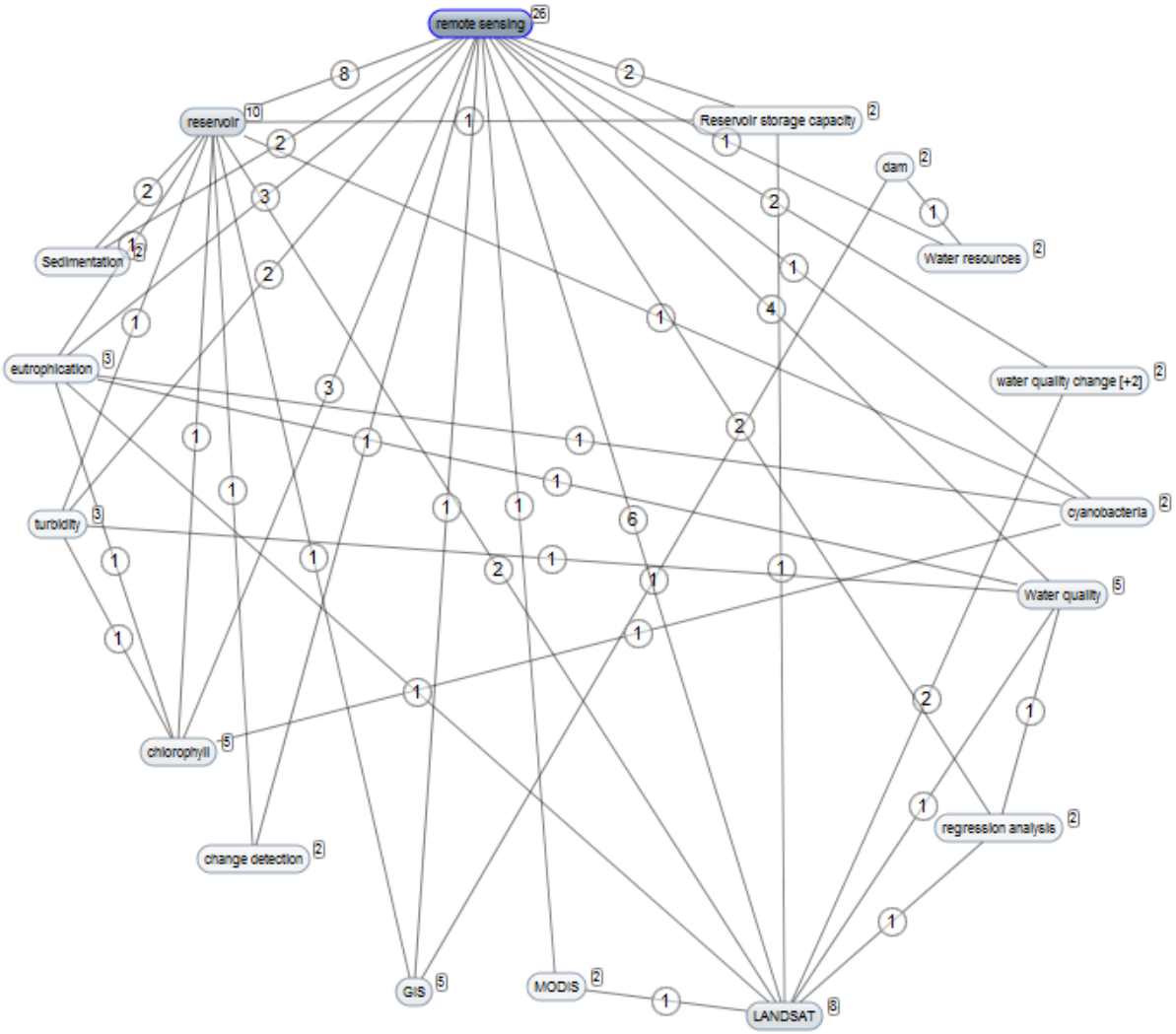

Figure 5 : Cooccurrences des mots clés dans les références analysées.

II.2.2 Etat des lieux : l'étude des retenues par des approches géomatiques

La littérature scientifique consacrée à la caractérisation des plans d'eau par des approches géomatiques est vaste. Schématiquement, nous avons distingué quatre catégories de données et/ou d'informations étudiées : (1) l'identification des plans d'eau, (2) la caractérisation volumétrique de ceux-ci, (3) les propriétés de la masse d'eau (ex. température, teneur en chlorophylle, turbidité, etc.) et (4) la caractérisation des berges et du bassin d'alimentation des plans d'eau.

Actuellement, il n'existe pas en France une base données unique spécifique aux retenues et les producteurs d'informations sont variés : chambres d'agriculture (volumes prélevés, stockés, débits autorisés, points de prélèvement), agences de l'eau (volumes prélevés), DDTs (volumes prélevés pour irrigation), DREALs (pour certains usages industriels), etc. De fait, la nature et qualité de ces information est très variable (problème de localisation, données non renseignées, non prise en compte de nombreux plans d'eau…). Cependant il existe des bases de données spatialisées disponibles de façon homogène à large échelle (région, grand bassin) contenant des informations sur les plans d'eau, comme par exemple la BD topo ou la BD carthage pour la France. Celles-ci sont toutefois souvent perfectibles, que ce soit en matière de fiabilité quant au recensement des plans d'eau (notamment pour les petits plans d'eau) ou en matière de richesse d'information concernant les plans d'eau (Mixon, Kinner *et al.,* 2008 ; Thompson, 2012 ; Bartout et Touchart, 2013). C'est pourquoi l'objectif de cette partie est de présenter l'apport potentiel des approches géomatiques (et notamment par télédétection) afin de compenser ces manques.

II.2.2.a- Identification : détection, localisation, délimitation

La détection, la localisation et la délimitation des plans d'eau sont des enjeux de gestion environnementale qui mobilisent fortement les approches géomatiques, notamment pour les démarches menées à large échelle (Lehner, Liermann *et al.,* 2011 ; Lu, Yang *et al.,* 2012). La question de l'impact cumulé implique la prise en compte de plusieurs plans d'eau et notamment de l'existence de retenues préexistantes au sein d'un bassin. Dès lors que ces plans d'eau sont nombreux et répartis sur de larges espaces, il semble assez logique de mobiliser des outils et des méthodes géomatiques. Schématiquement, ces méthodes sont basées sur le traitement de données préexistantes et/ou sur des données générées par télédétection.

II.2.2.a.i- Utilisation de bases de données existantes

La première approche consiste à utiliser des bases de données préexistantes et à les analyser notamment *via* des requêtes sous Système d'Information Géographique (SIG). Si les références scientifiques issues de la requête bibliographique n'abordent pas spécifiquement cette question, en revanche des travaux ont été menés en France et selon Bartout et Touchart (2013), la source de données qui permet le recensement le plus exhaustif est la BD ortho de l'IGN, composée d'ortho-photographies. Cependant, l'utilisation de cette base de données nécessite un travail de photo-interprétation ou de traitement qui peut être assez long lorsque le bassin étudié est très grand (notons qu'il existe des méthodes de traitement semi-automatique mais qui nécessitent une certaine technicité, pas toujours présente dans les structures en charge des inventaires - bureau d'étude, syndicat de gestion…). Parmi les bases de données déjà constituées, Bartout et Touchart (2013) proposent un recensement basé sur un traitement de la BD topo de l'IGN qu'ils considèrent comme la plus pertinente, même si tous les départements ne sont pas couverts pour les mêmes dates et qu'il existe des problèmes de remise à jour des données, qui n'est pas régulière. Cette base de données doit faire l'objet d'un post-traitement pour isoler les plans d'eau et permettre de les localiser. Elle permet également de caractériser la surface des plans d'eau avec une fiabilité d'environ 90 % par rapport à des mesures terrain. C'est d'ailleurs

sur cette source de données que Chalabert (2013) base son analyse des retenues à usage d'irrigation au sein du bassin Adour-Garonne. Ainsi, à partir de la Bd Topo® « SURFACE_EAU », des données des DDTs et d'un MNT, elle propose une méthode géomatique de localisation et de caractérisation spatiale des retenues à large l'échelle. La caractérisation s'appuie sur une typologie de types de plans d'eau (grande retenue, gravière, retenue de barrage, substitution, mare* et étang*, réservoir, autre), sur le mode d'alimentation (sur cours d'eau, en dérivation, avec pompage sans restitution aval, ruissellement, nappe) et sur le volume des retenues. En revanche, le fonctionnement hydraulique et l'usage des retenues n'ont pas pu être obtenus avec cette approche géomatique.

En matière de recensement, cette étude identifie 36 % à 100% de retenues en plus que les données « Agence de l'eau » qui ne prennent en compte que les retenues de propriétaires soumis à redevance. Le gain dépend de la méthode utilisée, il est notamment plus fort si un rapprochement *via* une requête de croisement entre la base de données « retenues » et la base de données de points de prélèvements agricoles est effectué.

En matière de caractérisation des plans d'eau, en première approche, le type de retenue (grande retenue, gravière, retenue de barrage, substitution, mare et étang, réservoir, autre) n'a pu être déterminé que pour 48 % des surfaces en eau (représentant 84 % des surfaces), ce qui signifie que l'identification automatique du type de plan d'eau est difficile, voire impossible pour les petits plans d'eau. Ensuite, cette étude met au point une démarche afin d'identifier, au sein de la base de données, les plans d'eau à usage d'irrigation. Sur la base de requêtes spatiales, les plans d'eau hors irrigation (masses d'eau salées, lacs naturels…) ont été écartés. Puis un rapprochement a été opéré avec les données de la DDT. Le mode d'alimentation (sur cours d'eau, en dérivation/pompage ou ruissellement/source) a été déterminé en fonction de la distance métrique des retenues au réseau hydrographique. Pour ce paramètre, une validation a été tentée sur un petit territoire avec des valeurs de bon classement respective de 56, 69 et 76 % pour les retenues en dérivation, les retenues « ruissellement/source » et les retenues sur cours d'eau. Enfin, une caractérisation du volume des plans d'eau est proposée sur la base de mesures effectuées notamment en utilisant le MNT de la BD Alti de l'IGN à 25 m. Ces mesures ont été confrontées notamment à des données issues des bases de la DDT (caractérisation *in situ*). Malheureusement, il en ressort que la caractérisation des volumes retenus par les retenues à large échelle reste délicate. Par exemple, selon cette approche 68 % des plans d'eau ont un volume nul. De même l'estimation des hauteurs de digue estimée *via* le MNT *vs*. la hauteur de digue renseignée par la DDT indique un R^2 de 0.47. Une caractérisation fine et exhaustive du volume peut être réalisée par des mesures de terrain mais au prix d'un travail souvent assez long et couteux.

II.2.2.a.ii- Utilisation de données de télédétection

La seconde approche (qui est menée conjointement ou indépendamment de la première) génère des données sur la base d'informations de télédétection. Dans ce cas, les données utilisées sont variables. La majorité des études réalisées sur les plans d'eau se basent sur des images aériennes ou satellites : photographies aériennes (Thompson, 2012), Worldview (Virdis, 2014), Quickbird (Dogan, Akyurek *et al.,* 2009); (Soti, Puech *et al.,* 2010), KiwiImage (Thompson, 2012), SPOT (Lacaux, Tourre *et al.,* 2007 ; Virdis, 2014 ; Canziani, Ferrati *et al.,* 2008), landsat TM et ETM+ (Nellis, Harrington *et al.,* 1998 ; Yang et Lu, 2013 ; De Toledo, de Araujo *et al.,* 2014 ; Borro, Morandeira *et al.,* 2014 ; Hyperion (Sakthivel, Genitha *et al.,* 2014), IRS LISSIII (Jain, Lohani *et al.,* 2012), CASI (Hunter, Gilvear *et al.,* 2010), EO-1 ALI (Kavurmaci, Ekercin *et al.,* 2013), MODIS (Deus et Gloaguen, 2013 ; Soti, Tran *et al.,* 2009), etc. Les principales différences entre ces sources de données sont la résolution spectrale des images, c'est-à-dire la richesse de l'information disponible, la résolution spatiale des images, c'est-à-dire la taille des objets qu'il est possible d'identifier, et la couverture de chaque image, c'est-à-dire la superficie du territoire représenté (Chipman *et al.,* 2009). D'autres études utilisent de la télédétection active : LiDAR (Liu et Wang, 2008 ; Crasto, Hopkinson *et al.,* 2012) ou RADAR comme ENVISAT ASAR (Annor, van de Giesen *et al.,* 2009), RADAR sat 2 (Eilander, Annor *et al.,* 2014) (Figure 6) ou d'autres capteurs radar embarqués (Costa et Telmer, 2007 ; Kim, Hwang *et al.,* 2013 ; Li, Wang *et al.,* 2014). Dans ce cas, l'information captée par

les dispositifs de télédétection n'est pas issue du rayonnement naturel (principalement la réflexion du rayonnement solaire) mais elle est générée artificiellement par le dispositif lui-même. Ces études obtiennent des résultats proches de ceux qui sont issus des données de télédétection active, mais avec l'avantage d'être moins contraints par les conditions d'acquisition puisque celles-ci peuvent se dérouler avec des nuages ou durant la nuit.

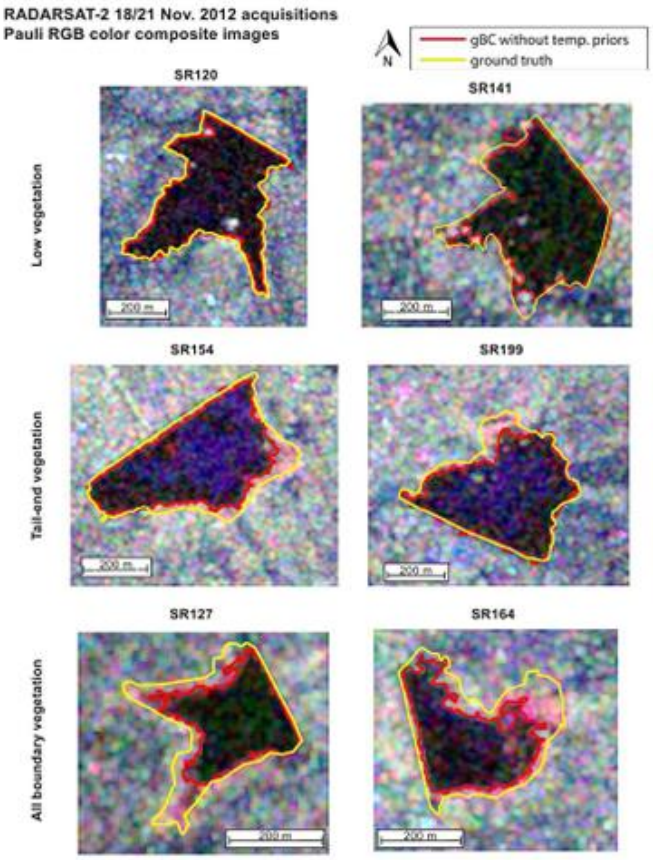

Figure 6 : exemple d'identification et délimitation des plans d'eau à partir d'image radar (Eilander *et al.,* 2014). Vérité terrain (ligne jaune) et délimitation automatique sur la base des données radar (ligne rouge).

Les méthodes mobilisées pour traiter ces images sont également variées (Chen et Ho, 2003). Certains auteurs intègrent en amont la volonté de proposer des démarches le plus reproductibles possible (Sannel et Brown, 2010) : choix des données sources gratuites, des chaines de traitement des images automatisées, des logiciels gratuits, etc. Par exemple, (Virdis, 2014) propose une approche orientée objet (adaptée aux images à très haute résolution spatiale) sous un logiciel libre (SPRING), (Mialhe, Gunnell *et al.,* 2008) proposent une approche basée sur une classification non supervisée des pixels donc selon eux plus facile à répliquer et (Eilander, Annor *et al.,* 2014) proposent une approche de classification bayésienne des données radar qui permet un haut degré d'automatisation de la procédure. De plus, compte tenu des caractéristiques spectrales de l'eau, le recours à des indices permettant de mieux identifier les plans d'eau est courant :

- Normalized difference vegetation index (NDVI) (Borro, Morandeira *et al.,* 2014).
- Normalized Difference Water Index (NDWI) et Modified Normalized Difference Water Index (MNDWI) (Soti, Tran *et al.,* 2009 ; Deus et Gloaguen, 2013).
- Normalized Difference Pond Index (NDPI) et Normalized Difference Turbidity Index (NDTI) (Lacaux, Tourre *et al.,* 2007), etc.

Les résultats des approches par télédétection pour détecter et délimiter les plans d'eau sont évidemment variables selon les données, les contextes, etc. La plupart des auteurs obtiennent des niveaux de fiabilité bons à très bons (entre 60 et 95 %). Par exemple, dans une zone de 25 000 km² d'une région semi-aride du Brésil, De Toledo et al 2014 ont identifié, avec des images Landsat, des objets dont la taille varie de 0.004 à 195 km ² avec une erreur de 20 % sur le nombre d'éléments (notamment à cause des ombres et des macrophytes qui créent des confusions), mais très faible sur les surfaces d'objets (R^2 de 0.99 comparé à une estimation manuelle des surfaces). Dans des contextes différents, (Thompson, 2012), (Ran et Lu, 2012)), (Sakthivel, Genitha *et al.,* 2014) et (Bhardwaj, Singh *et al.,* 2015), ont obtenu des résultats très proches aussi bien en matière de détection que d'estimation des superficies. Dans l'étude de lacs au nord de l'Alaska, (Lyons, Sheng *et al.,* 2013) observent que l'erreur dans l'estimation des surfaces est généralement plus forte pour les petits plans d'eau que pour les grands. Lorsque les résultats ont été jugés peu satisfaisants, certains auteurs ont complété le traitement par une phase de reconnaissance manuelle. Par exemple (Virdis, 2014), pour des milieux lagunaires au Vietnam, a obtenu une fiabilité de 95 % dans de bonnes conditions, et a recouru à une phase manuelle dans les autres cas. Cela leur a permis *in fine* d'obtenir des cartes satisfaisantes à une échelle du 1/2000. L'inconvénient majeur de ce recours à une approche manuelle (qui par ailleurs est précise, peu coûteuse en images et facile à mettre en œuvre) est un coût en temps très important et proportionnel à la surface d'intérêt (Thompson, 2012).

Le seuil de détection des plans d'eau, c'est-à-dire la taille des plus petits objets identifiés, est directement lié à la nature des données utilisées, notamment en termes de résolution spatiale. Par exemple, les utilisateurs de données landsat 5 et 7 identifient souvent des objets dont la taille descend jusqu'à 0.4 ha (Yang et Lu, 2013 ; De Toledo, de Araujo *et al.,* 2014). La notion de « petits » objets est évidemment relative et liée au contexte de l'étude (région d'étude, objectif) ; ainsi, par exemple, (Eilander, Annor *et al.,* 2014), qualifient de petits plans d'eau ceux de moins de 100 ha.

Le recours à des images permet non seulement une vision synoptique de la distribution des plans d'eau mais aussi une vision dynamique. En effet, les images aériennes et satellites sont disponibles (selon les capteurs et les régions) depuis plusieurs décennies (Agyemang, Schmieder *et al.,* 2009 ; Anderson, Birks *et al.,* 2013). Le suivi du nombre et de la surface des plans d'eau est donc possible de façon rétrospective, par exemple sur 30 ans pour (Anderson, Birks *et al.,* 2013), ou sur 15 ans pour (Bao et Zhang, 2011). Cependant, hormis pour les photographies aériennes, les images les plus anciennes présentent généralement des résolutions spatiales assez grossières. Il est également possible, lorsque les données sont acquises régulièrement, d'évaluer la dynamique de remplissage en eau de retenues sur la base d'une analyse multi-dates (Jain, 2011).

Quasiment aucune des études recensées n'analyse explicitement la position des retenues ou des plans d'eau par rapport au réseau hydrographique. Cependant, certains auteurs distinguent les plans d'eau en fonction de leur connexion ou non au réseau, car celle-ci influence le fonctionnement hydrologique qu'ils cherchent à comprendre (Soti, Puech *et al.,* 2010). Une caractérisation plus fine du type de connexion est compliquée. Chalabert (2013), sur la base de données préexistantes et de requêtes SIG, n'a pu déterminer le type de retenue (i.e. grande retenue, gravière, retenue de barrage, substitution, mare et étang, réservoir, autre) que pour 48 % des objets (représentant 84 % des surfaces). Cela signifie que l'identification automatique du type de plan d'eau est difficile, voire impossible pour les petits plans d'eau. Chalabert (2013) a également développé une démarche afin d'identifier, au sein de la base de données, les plans d'eau à usage d'irrigation. Sur la base de requêtes spatiales, les plans d'eau hors irrigation (masses d'eau salées, lacs naturels…) ont été écartés. Puis un rapprochement a été opéré avec les données de la DDT. Le mode d'alimentation (sur cours d'eau, en dérivation/pompage ou ruissellement/source) a été déterminé en fonction de la distance métrique des retenues au réseau hydrographique. Pour ce paramètre, une validation a été tentée sur un petit territoire avec des valeurs de bon classement respective de 56, 69 et 76 % pour les retenues en dérivation, les retenues « ruissellement/source » et les retenues sur cours d'eau.

II.2.2.b- Caractérisation volumétrique

Au-delà de l'étendue des plans d'eau, les données télé-détectées permettent de caractériser leur géométrie en 3 dimensions, donc leur volume selon deux approches : mesure directe ou estimation indirecte.

La mesure directe du volume des retenues est la moins fréquente car elle nécessite des données spécifiques, globalement plus récentes et/ou plus difficiles (techniquement) à traiter. Historiquement, les données de télédétection les plus anciennes susceptibles de fournir ce genre d'information à large échelle sont les photographies aériennes traitées par photogrammétrie (Dong, Lai *et al.,* 2014). Il est également possible de réaliser des mesures volumétriques à partir de Modèles Numériques de Terrain (MNT) (Durbude et Purandara, 2005 ; Rathore, Choudhary *et al.,* 2006 ; Alcantara, Novo *et al.,* 2010 ; Li, Wang *et al.,* 2014). Cependant, ces deux sources de données sont peu présentes dans les études consultées. En effet, la photogrammétrie est assez lourde à mettre en place (surtout à large échelle) et la seconde est (ou du moins a été jusque récemment) très contrainte par la résolution des MNT (Dong, Lai *et al.,* 2014). Par exemple, (Sobek, Nisell *et al.,* 2011) ont mis en place des modèles afin de prédire le volume et la profondeur de près de 7000 lacs en Suède sur la base de traitements géomatiques. Les meilleurs prédicteurs sont la surface du plan d'eau et la pente dans un rayon de 50 m autour du plan d'eau ; ils permettent d'expliquer 92 % de la variance du volume des lacs, mais moins de 40 % de celle de leur profondeur. Le pourcentage de variance expliquée pour le volume est important, mais l'incertitude dans la prédiction du volume d'un plan d'eau est forte (plus ou moins 57 % d'écart type relatif). Cette incertitude est réduite lorsque la valeur du volume est cumulée ou moyennée à l'échelle d'un bassin versant. De même, Chalabert (2013), a tenté une caractérisation du volume des plans d'eau en utilisant le MNT de la BD Alti de l'IGN à 25 m. Ces mesures ont été confrontées notamment à des données issues des bases de la DDT (caractérisation *in situ*). Malheureusement, il en ressort que la caractérisation des volumes retenus par les retenues à large échelle reste délicate. Par exemple, selon cette approche 68 % des plans d'eau ont un volume nul. De même, la comparaison des hauteurs de digue estimées *via* le MNT aux valeurs renseignées par la DDT montre un R^2 de 0.47. Une caractérisation fine et exhaustive du volume peut être réalisée par des mesures de terrain mais au prix d'un travail souvent assez long et coûteux. Plus récemment, le développement des données LiDAR a permis de réaliser des estimations pertinentes (Liu et Wang, 2008) et la résolution des données disponibles s'améliore (ex. RGE ALTI à 5 m. de l'IGN). Cependant, dans tous les cas la mesure est faussée par le fait que les retenues sont généralement déjà remplies lors de l'acquisition et donc c'est le niveau d'eau dans la retenue qui est mesuré. La date de l'acquisition des données joue alors un rôle crucial dans la qualité de l'estimation.

L'approche la plus fréquente dans la littérature scientifique est une estimation indirecte du volume. Généralement, un modèle empirique est établi entre la superficie du plan d'eau et son volume sur la base de nombre limité de retenues (Sawunyama, Senzanje *et al.,* 2006 ; Rodrigues, Sano *et al.,* 2012 ; Ran and Lu, 2012 ; Ran, Lu *et al.,* 2013 ; Lu, Yang *et al.,* 2012 ; Touchart et Barthout, 2015). Dans ce modèle, la superficie est obtenue par analyse d'images et le volume par des mesures in situ (par exemple : données de bathymétrie par échosondeur). Ce modèle est ensuite appliqué par interpolation ou extrapolation aux autres retenues. Les modèles se présentent généralement sous la forme suivante : volume = a x superficie^b, où a et b sont des paramètres calibrés empiriquement (pour une revue de ces modèles voir Ran et Lu (2012) et Thompson ; Tableau 1). Ran et Lu (2012) notent que ces paramètres sont variables d'une région à l'autre (notamment en fonction du contexte géomorphologique) mais qu'ils sont assez constants au sein d'une région donnée. Par exemple, le modèle construit par Thompson (2012) affiche un coefficient de corrélation de 0.86. Notons que, si cette approche peut s'avérer approximative à l'échelle de la retenue, l'évaluation globale des volumes à large échelle semble suffisamment correcte pour justifier son emploi ((McMurray 2004) *in* Thompson, 2012).

Tableau 1 : Exemple de relations entre le volume et la superficie des retenues issues de plusieurs études (Thompson, 2012). V = volume (m^3) ; A = surface (m^2).

Relation Surface (S)-Volume (V)	Méthode de calcul	Zone d'étude
$V=0.0016.S^{1.56}$ $V=0.077.S^{1.3}$	Les différences dans les relations sont attribuées à des différences dans le relief	Deux BV en Afrique du Sud.
$V=0.187.S^{1.25}$	18 retenues d'un volume jusqu'à 100 ML	Australie.
$V=0.0738.S^{1.25}$	Botswana. 15 petites retenues mesurées parmi 305	Botswana.
$V=0.2.S^{1.2004}$	Méthode non renseignée	Australie.
$V=0.44.S^{1.4}$	Australie.26 retenues d'un volume compris entre 2 et 39 ML	Australie.
V=1.6 S-108.6 V = 3.5 S – 5742.5	S < 3 000 m², forte demande d'irrigation S > 3 000 m², forte demande en irrigation. 100 retenues pour la plupart < 50 ML	Australie.
$V=0.17557.S^{1.2732}$	42 retenues mesurées	Australie.
V = 16 S V = 20 S	Relief de plaine. S < 50 000 m² Relief de collines. S > 50 000 m²	Afrique du Sud
$V=2.S^{1.25}$ V= 2.2 S $V=0.215.S^{1.16}$ V=2.8.S	Faible demande. S < 15 0000 m² Faible demande. S > 15 0000 m² Forte demande. S < 20 0000 m² Forte demande. S > 20 0000 m²	Australie
$V = 0.145.S^{1.314}$	152 retenues de 0.4 à 420 ML	Australie
$V = 0.002.S^{1.0713}$ $V = 2.10^{-7}.S^{1.92}$	Retenues dans des rigoles > 10 ML Retenues en zone plate > 10 ML Base de données d'inventaire	Nouvelle Zélande

Il existe des variantes dans la nature des variables mises en relation. Ainsi, lorsque le volume n'est pas directement accessible, c'est l'altitude du plan d'eau (Zhang, Gao *et al.,* 2014 ; Lu, Ouyang *et al.,* 2013 ; Cai, Gan *et al.,* 2015), la profondeur de la retenue (Taube 2000 *in* Thompson, 2012 ; Hollister et Milstead, 2010) ou un indice de forme de la retenue (Liebe *et al.,* 2005) qui sont parfois utilisés comme un proxy du volume d'eau stocké. Comme pour les modèles empiriques entre la surface et le volume, les relations de type superficie/altitude présentent potentiellement une forte variabilité d'un plan d'eau à l'autre. Par exemple, l'étude de 9 lacs canadiens compris entre 1.5 et 1313 km² de superficie et menée par (Smith et Pavelsky, 2009) démontre que les variations de surfaces expliquent entre 7 et 74 % des variations de volumes. La majorité de ces études obtiennent des résultats statistiquement significatifs mais elles portent presque exclusivement sur des grands plans, et mobilisent donc des données dont la résolution spatiale ne permet souvent pas de caractériser les petits plans d'eau. Par exemple (Zhang, Gao *et al.,* 2014) utilisent des données MODIS dont la résolution spatiale est comprise entre 250 à 1000 m. Mais l'enjeu de caractériser le niveau des plans d'eau est fort et les progrès constants notamment en matière de résolution spatiale des résultats.

Concernant la mesure des variations de volumes, certaines études mettent en avant la complémentarité des données. En effet, en combinant des informations altimétriques obtenues via des données radar avec des images satellites à haute et très haute résolution spatiale il est possible de documenter des plans d'eau plus petits (Baup *et al.,* 2014 ; Simon *et al.,* 2015). De fait, les résolutions spatiales et temporelles des données radars (jusqu'à 10 m par exemple pour les données Sentinel, avec une image tous les 3 à 5 jours) ouvrent la voie d'analyses fines des variations des stocks d'eau qui, mises en relations avec des données de contexte naturel (relief, pente, climat, etc.) et anthropique (occupation du sol, présence de barrage amont/aval, etc.), permettraient d'améliorer la caractérisation du type d'usage de la retenue.

L'analyse multi-dates des données de télédétection permet également à certains auteurs d'évaluer l'évolution (presque en temps réel) du volume d'eau stocké dans le temps (Cretaux, Jelinski *et al.,* 2011) et le comblement des retenues, généralement en mesurant l'évolution des surfaces en eau (Jain et Sharma, 2005 ; Kumar, Saxena *et al.,* 2013).

II.2.2.c- Propriétés et contenu de l'eau

L'apport de la télédétection, en comparaison des bases de données existantes, est particulièrement significatif en ce qui concerne la caractérisation des plans d'eau en complément des paramètres géométriques. En effet, elle permet d'accéder à de nombreuses informations concernant plusieurs attributs des plans d'eau (Dekker, Malthus *et al.,* 1992 ; Buznikov, Lakhtanov *et al.,* 2001) et d'aboutir ainsi à des proxys de plusieurs caractéristiques. L'analyse de la littérature scientifique fait ressortir les plus fréquemment étudiée :

- turbidité et charge en suspension (Nellis, Harrington *et al.,* 1998 ; Alparslan, Aydoner *et al.,* 2007 ; Potes, Costa *et al.,* 2012 ; Bonansea et Fernandez, 2013),
- teneur en azote (Coskun, Tanik *et al.,* 2008 ; Zhang, Qin *et al.,* 2009 ; Khattab et Merkel, 2014),
- teneur en phosphore (Alparslan, Aydoner *et al.,* 2007 ; Coskun, Tanik *et al.,* 2008 ; Gao, Jia *et al.,* 2015),
- teneur en carbone inorganique et en carbone organique dissous (Campbell, Phinn *et al.,* 2011 ; Cardille, Leguet *et al.,* 2013 ; Khattab et Merkel, 2014),
- température de l'eau de surface (Alcantara, Stech *et al.,* 2010 ; Khattab et Merkel, 2014),
- dynamique des communautés de végétation aquatique bordant le plan d'eau ou au sein du plan d'eau (Anstee, Dekker *et al.,* 2004 ; Birk et Ecke, 2014 ; Bolpagni, Bresciani *et al.,* 2014 ; Cheruiyot, Mito *et al.,* 2014),
- teneur en chlorophylle-a (notamment comme un indicateur de l'eutrophisation; (Allan, Hamilton *et al.,* 2011 ; Zhang, Qin *et al.,* 2009 ; Bresciani, Vascellari *et al.,* 2012 ; Keith, Milstead *et al.,* 2012 ; Wang, Li *et al.,* 2013),
- présence d'un bloom d'algues ou de cyano-bactéries (Bazan, Corral *et al.,* 2005 ; Becker, Sultan *et al.,* 2009 ; Maltese, Capodici *et al.,* 2012),
- émissions de méthane (émissions modélisées sur la base de variables telles que la chlorophylle, les matières en suspension et le carbone organique dissous (Federico, Marco *et al.,* 2008).

Globalement les relations entre la réflectance de l'eau dans les bandes spectrales (bandes isolées ou combinaison de bandes) (Zhang, Qin *et al.,* 2009) ; (Brezonik, Menken *et al.,* 2005) et les valeurs de ces paramètres sont statistiquement bonnes (Figure 7) même si, selon les études, tel ou tel paramètre est parfois moins bien estimé (sans que ce soit toujours le même) ; voici quelques exemples de valeurs de coefficients de corrélation :

- 0.98 pour les matières en suspension (Jafri, Abdullah *et al.,* 2003),
- entre 0.78 et 0.80 pour la concentration en pigments phytoplanctoniques (Li, Sengpiel *et al.,* 2010),

- entre 0.55 et 0.87 pour le phosphore total (Song, Li *et al.,* 2012),
- supérieure à 0.7 pour la chlorophylle, la turbidité, l'azote et le phosphore (sauf pour le NH3 dissous pour lequel la valeur est plus faible) (Sudduth, Jang *et al.,* 2015),
- 0.93 pour les cyanobactéries et 0.80 pour la chlorophylle a (Potes, Costa *et al.,* 2011),
- entre 0.70 et 0.88 pour l'abondance en algues (Brezonik, Menken *et al.,* 2005),
- supérieure à 0.93 pour la chlorophylle-a, la turbidité et les matières en suspension (Kavurmaci, Ekercin *et al.,* 2013),
- entre 0.93 et 0.94 pour les dates d'embâcle et de débâcle (Che, Li *et al.,* 2009).

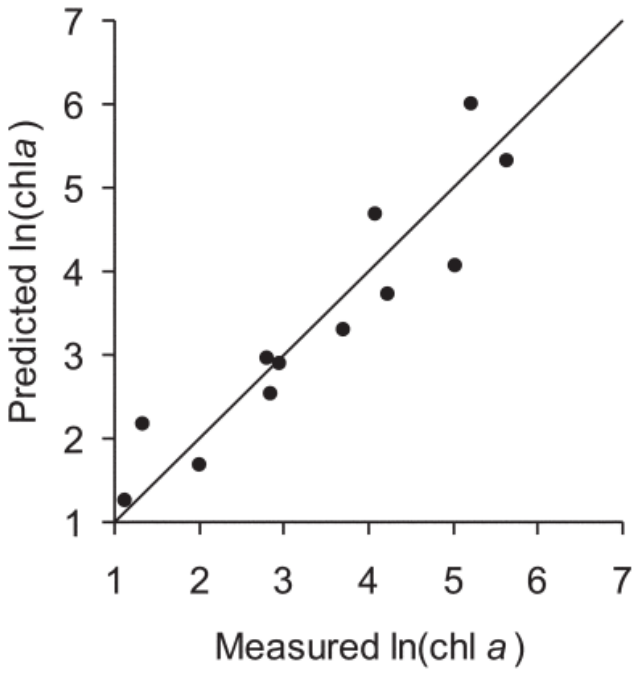

Figure 7: exemple de relation entre la teneur en chlorophylle mesurée in situ et la teneur prédite sur la base des informations spectrale (ici avec les bandes 1 et 3 de Landsat TM, R^2 = 0.88) (Source : Brezonik, Menken *et al.,* 2005).

Comme pour l'identification des plan d'eau, les données utilisées sont très variables, avec une nette préférence pour des données multi spectrales voire hyper spectrales (Li, Sengpiel *et al.,* 2010 ; Keith, Milstead *et al.,* 2012 ; Song, Li *et al.,* 2012 ; Sudduth, Jang *et al.,* 2015). Les plus utilisées sont les images LANDSAT TM et ETM+ (Nellis, Harrington *et al.,* 1998 ; Wang, Xia *et al.,* 2003 ; Wang, Xia *et al.,* 2004 ; Bazan, Corral *et al.,* 2005 ; Brezonik, Menken *et al.,* 2005 ; Alparslan, Aydoner *et al.,* 2007 ; Coskun, Tanik *et al.,* 2008 ; Allan, Hamilton *et al.,* 2011 ; Xiong, Chen *et al.,* 2011 ; Bonansea et Fernandez, 2013 ; Khattab et Merkel, 2014). Elles présentent l'avantage d'être gratuites, d'une résolution spatiale intéressante dans de nombreux cas (30 m) et d'une résolution spectrale relativement riche. Mais d'autres sources de données sont également utilisées comme MODIS (Becker *et al.,* 2009 ; Alcantara, Stech *et al.,* 2010), EO-1 ALI (Kavurmaci, Ekercin *et al.,* 2013), HJ-1A/B (Wang, Li *et al.,* 2013). Certaines données sont issues de capteurs dédiés à des missions assez spécifiques comme les données SeaWIFS ou MERIS, initialement dédiés au suivi des océans (von Ruckert, Giani *et al.,* 2010 ; Campbell, Phinn *et al.,* 2011 ; Potes, Costa *et al.,* 2011 ; Bresciani, Vascellari *et al.,* 2012). La caractérisation de certains paramètres, comme la chlorophylle, est grandement facilitée par le recours aux données hyper spectrales (Ibrahim, Mabuchi *et al.,* 2005 ; Wang, Li *et al.,* 2013). Enfin, il convient de noter qu'une part importante de ces études ont été menées sur de grands plans d'eau, ce qui explique le recours à des données d'une résolution spatiale parfois moyenne, comme par exemple des images MODIS d'une résolution de 250 à 1000 m pour cartographier les blooms de cyanobactéries (Becker, Sultan *et al.,* 2009 ; Maltese, Capodici *et al.,* 2012) ou des

images MERIS d'une résolution de 300 à 1200 m pour cartographie la concentration en chlorophylle a (Bresciani, Vascellari *et al.,* 2012 ; Campbell, Phinn *et al.,* 2011 ; Chawira, Dube *et al.,* 2013).

L'approche globale de ces études est assez similaire : elle s'appuie sur des relations empiriques établies entre les données images et des mesures *in situ* du ou des paramètres visés (Sudduth, Jang *et al.,* 2015). Cependant, même si certains auteurs obtiennent parfois des résultats satisfaisants entre des images et des données *in situ* de dates différentes (Cardille, Leguet *et al.,* 2013), la difficulté d'extrapoler à partir de ces modèles empiriques basés sur un nombre limité de mesures *in situ* est une des principales limites de cette approche (Bhardwaj, Singh *et al.,* 2015), que ce soit une extrapolation pour le même plan d'eau mais à d'autres dates (Sudduth, Jang *et al.,* 2015) ou pour d'autres plans d'eau (Politi, Cutler *et al.,* 2015).

En parallèle de ces approches empiriques, il existe des méthodes semi-analytiques basées sur des modèles bio-optiques établis à partir des propriétés optiques inhérentes (absorption, rétrodiffusion de la lumière) et apparentes (luminances et réflectances de l'eau) mesurées in-situ. Ces méthodes sont plus contraignantes en matière de données de calage mais donnent des résultats robustes (Odermatt, Gitelson *et al.*, 2012) ; (Sun, Li *et al.*, 2013). De plus, une fois validés, ces modèles réduisent le besoin en échantillonnage sur le terrain pour le suivi de la qualité écologique de plans d'eau (Dekker, Vos *et al.,* 2002). Des tests de cette approche à partir de données Sentinel-2 sont actuellement en cours dans le cadre du projet CNES-TOSCA TELQUEL.

II.2.2.d- Caractérisation du bassin versant

Les outils géomatiques sont également pertinents pour évaluer les caractéristiques des bassins d'alimentation des plans d'eau dont on sait qu'elles influencent les plans d'eau (Park, Kwon *et al.,* 2014). Il est impossible ici de recenser tous les usages des SIG et de la télédétection pour la caractérisation des bassins versants mais l'examen des articles issus des requêtes indique que, dans le cas des retenues et des barrages, la géomatique est essentiellement mobilisée pour la délimitation (via des données 3D comme par exemple ASTER DEM pour (Soti, Puech *et al.,* 2010) et la caractérisation de l'occupation du sol des bassins d'alimentation des plans d'eau. Dans le second cas, il peut s'agir de caractérisation des berges, en matière de communautés végétales (Anstee, Dekker *et al.,* 2004) ; (Bourgeau-Chavez, Kowalski *et al.,* 2013) ou de la pression anthropique (Jackson et Jensen, 2005); (Dube, Gumindoga *et al.,* 2014), de l'espace autour du plan d'eau (Zhao, Liu *et al.,* 2013) ou de l'ensemble du bassin d'alimentation (Zhao, Zhang *et al.*, 2012 ; Park, Kwon *et al.,* 2014). En complément de l'acquisition de données décrivant le bassin d'alimentation, certains auteurs utilisent également des outils géomatiques (notamment des requêtes SIG) afin de connecter l'état des plans d'eau (par exemple en matière de pollution bactérienne ou de sédimentation) aux facteurs de pression du bassin (Kistemann, Dangendorf *et al.,* 2001 ; Vemu et Udayabhaskar, 2010).

II.2.3 Conclusion et points de vigilance

La littérature sur la caractérisation des plans d'eau et de leurs bassins par SIG et télédétection est vaste et les avancées technologiques en matière de résolution spatiale et spectrale des capteurs et de traitements des données sont rapides. Les potentialités pour l'évaluation des retenues sont donc potentiellement très importantes : détection, suivi des superficies en eau, estimation des volumes, caractérisation de la qualité de l'eau, suivi des habitats, etc. Toutefois le choix des données et des méthodes à mobiliser est complexe car il dépend des besoins en matière de niveau d'information (plus ou moins riche), des données disponibles, de leur nature, de leur degré de précision et de fiabilité, de la taille du territoire concerné, des capacités techniques des acteurs qui utilisent ou traitent ces données, etc. Il convient notamment de pointer un certain nombre de points de vigilance susceptibles de contraindre l'usage des méthodes dans l'analyse de l'effet cumulé des retenues.

- Premièrement, pour un territoire donné, il peut exister un écart entre les méthodes et les données théoriquement disponibles et celles qui le sont effectivement (Thompson, 2012). En effet, compte tenu d'impondérables techniques, des dates et des conditions d'acquisition, de l'existence de données de calibrations pertinentes, etc. il est souvent impossible de mettre en œuvre toutes les approches présentes dans la littérature scientifique.
- Deuxièmement, la taille des objets sur lesquels l'analyse porte est cruciale. Une large part de la littérature porte sur de larges plans d'eau comme les grand lacs nord-américains (Becker, Sultan *et al.,* 2009), le lac Victoria en Afrique de l'Est (Cavalli, Laneve *et al.,* 2009 ; Cheruiyot, Mito *et al.,* 2014), le lac Poyang en Chine (Cai *et al.,* 2015), etc. Dans ce cas, la quantité de données disponibles est très importante. Mais lorsque l'on s'intéresse à des objets de petite dimension sur de larges espaces, le choix des images est d'autant plus important (Brown et Young, 2006); (Ran et Lu, 2012) que l'éventail des choix se réduit, puisqu'il faut exclure de fait les données dont la résolution spatiale n'est pas assez fine (Annor, van de Giesen *et al.,* 2009). De fait, cela peut aussi se traduire par un choix moins important en matière d'information spectrale (Maltese, Capodici *et al.,* 2012). Théoriquement, ce problème est en grande partie compensé par le développement régulier de nouveaux vecteurs (ex. drones) et capteurs (actifs et passifs) offrant des résolutions spatiales très intéressantes (Bourgeau-Chavez, Endres *et al.,* 2015), par les possibilités de combiner des données de résolution variée (Bao et Tian, 2011), par la prise en compte de séries temporelles et par le développement de nouvelles procédures de traitement des images (Muad et Foody, 2012). Dans la pratique, l'utilisation des données issues des capteurs les plus récents peut poser quelques problèmes, notamment dans la perspective d'un usage opérationnel : coût élevé, taille des images, degré de technicité nécessaire, etc. Le développement de plateformes de type GEOSUD et l'existence en France d'une communauté scientifique reconnue dans le domaine de la télédétection devrait permettre de surmonter en grande partie ces problèmes.
- Troisièmement, si les progrès ont été importants au cours des deux dernières décennies dans l'automatisation des traitements de données de télédétection, le niveau de technicité nécessaire pour certains traitements limite le domaine d'application dans la sphère opérationnelle. Il semble pour l'instant concrètement difficile pour une structure de gestion de type syndicat de mobiliser les compétences techniques nécessaires pour l'utilisation, par exemple de données hyper spectrales, RADAR ou LiDAR. Cela implique que leur utilisation reste suspendue à la possibilité soit d'établir des partenariats avec la sphère académique (ce qui présente des limites en matière de volume d'études réalisées), soit de trouver des prestataires aptes à réaliser ce type de traitement. Le coût financier de tels traitements est évidement lié au degré de complexité recherché (détection, caractérisation, suivi, etc.). Dans tous les cas, il semble que le préalable au lancement de telles démarches soit une réflexion sur l'échelle spatiale et le niveau institutionnel adéquats pour porter ces démarches. En effet, la taille des territoires à analyser est un paramètre important : caractériser toutes les retenues, notamment les plus petites, sur un vaste territoire reste une tâche ardue (Ran et Lu, 2012).

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Agyemang, T., K. Schmieder, T. Heege, J. Heblinski, H. Sajadyan, L. Vardanyan et R. Böcker (2009). "Reviewing Lake Sevan's surface area using remote sensing & GIS techniques."

Alcantara, E., E. Novo, J. Stech, A. Assireu, R. Nascimento, J. Lorenzzetti et A. Souza (2010). "Integrating historical topographic maps and SRTM data to derive the bathymetry of a tropical reservoir." Journal of Hydrology 389(3-4): 311-316.

Alcantara, E. H., J. L. Stech, J. A. Lorenzzetti, M. P. Bonnet, X. Casamitjana, A. T. Assireu et E. Novo (2010). "Remote sensing of water surface temperature and heat flux over a tropical hydroelectric reservoir." Remote Sensing of Environment 114(11): 2651-2665.

Allan, M. G., D. P. Hamilton, B. J. Hicks et L. Brabyn (2011). "Landsat remote sensing of chlorophyll a concentrations in central North Island lakes of New Zealand." International Journal of Remote Sensing 32(7): 2037-2055.

Alparslan, E., C. Aydoner, V. Tufekci et H. Tufekci (2007). "Water quality assessment at Omerli Dam using remote sensing techniques." Environmental Monitoring and Assessment 135(1-3): 391-398.

Anderson, L., J. Birks, J. Rover et N. Guldager (2013). "Controls on recent Alaskan lake changes identified from water isotopes and remote sensing." Geophysical Research Letters 40(13): 3413-3418.

Annor, F. O., N. van de Giesen, J. Liebe, P. van de Zaag, A. Tilmant et S. N. Odai (2009). "Delineation of small reservoirs using radar imagery in a semi-arid environment: A case study in the upper east region of Ghana." Physics and Chemistry of the Earth 34(4-5): 309-315.

Anstee, J. M., A. G. Dekker et V. E. Brando (2004). Retrospective change detection in a shallow coastal tidal lake: Mapping seagrasses in Wallis Lake, Australia. Singapore, World Scientific Publ Co Pte Ltd.

Assouline, S., K. Narkis et D. Or (2011). "Evaporation suppression from water reservoirs: Efficiency considerations of partial covers." Water Resources Research 47: 8.

Aubriot, O. (2013). ""Irrigation in South India : A Combination of Tradition and Modernity". In Tank and Well Irrigation Crisis." New Delhi: Concept Publishing Company (Ltd): 1-38.

Bao, Y. et Q. J. Tian (2011). Spatial scale of chlorophyll-a concentration in Lake Taihu by using remote sensing images. Remote Sensing of the Environment: the 17th China Conference on Remote Sensing. Q. Tong, X. Gu and B. Zhu. Bellingham, Spie-Int Soc Optical Engineering. 8203.

Bao, Y. H. et X. L. Zhang (2011). "The study of lakes dynamic change based on RS and GIS -Take DaLiNuoEr Lake as an example." 2011 3rd International Conference on Environmental Science and Information Application Technology Esiat 2011, Vol 10, Pt C 10: 2376-2384.

Bartout, P. et L. Touchart (2013). L'inventaire des plans d'eau français: outil d'une meilleure gestion des eaux de surface. Annales de géographie, Armand Colin/Dunod.

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.

Bazan, R., M. Corral, M. Pagot, A. Rodriguez, C. Orona, M. I. Rodriguez, N. Larrosa, A. Cossavella, S. del Olmo, E. Bonfanti et F. Busso (2005). "Remote sensing and numerical modeling for the water quality analysis of the Los Molinos reservoir in Cordoba, Argentina." Ingenieria Hidraulica En Mexico 20(2): 121-135.

Becker, R. H., M. I. Sultan, G. L. Boyer, M. R. Twiss et E. Konopko (2009). "Mapping cyanobacterial blooms in the Great Lakes using MODIS." Journal of Great Lakes Research 35(3): 447-453.

Bhardwaj, A., M. K. Singh, P. K. Joshi, Snehmani, S. Singh, L. Sam, R. D. Gupta et R. Kumar (2015). "A lake detection algorithm (LDA) using Landsat 8 data: A comparative approach in glacial environment." International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 38: 150-163.

Birk, S. et F. Ecke (2014). "The potential of remote sensing in ecological status assessment of coloured lakes using aquatic plants." Ecological Indicators 46: 398-406.

Bolpagni, R., M. Bresciani, A. Laini, M. Pinardi, E. Matta, E. M. Ampe, C. Giardino, P. Viaroli et M. Bartoli (2014). "Remote sensing of phytoplankton-macrophyte coexistence in shallow hypereutrophic fluvial lakes." Hydrobiologia 737(1): 67-76.

Bonansea, M. et R. L. Fernandez (2013). "Remote sensing of suspended solids concentration in a reservoir with frequent wildland fires on its watershed." Water Science and Technology 67(1): 217-223.

Borro, M., N. Morandeira, M. Salvia, P. Minotti, P. Perna et P. Kandus (2014). "Mapping shallow lakes in a large South American floodplain: A frequency approach on multitemporal Landsat TM/ETM data." Journal of Hydrology 512: 39-52.

Bouma, J. a., T. W. Biggs et L. M. Bouwer (2011). "The downstream externalities of harvesting rainwater in semi-arid watersheds: An Indian case study." Agricultural Water Management 98(7): 1162-1170.

Bourgeau-Chavez, L., S. Endres, M. Battaglia, M. E. Miller, E. Banda, Z. Laubach, P. Higman, P. Chow-Fraser et J. Marcaccio (2015). "Development of a Bi-National Great Lakes Coastal Wetland and Land Use Map Using Three-Season PALSAR and Landsat Imagery." Remote Sensing 7(7): 8655-8682.

Bourgeau-Chavez, L. L., K. P. Kowalski, M. L. C. Mazur, K. A. Scarbrough, R. B. Powell, C. N. Brooks, B. Huberty, L. K. Jenkins, E. C. Banda, D. M. Galbraith, Z. M. Laubach et K. Riordan (2013). "Mapping invasive Phragmites australis in the coastal Great Lakes with ALOS PALSAR satellite imagery for decision support." Journal of Great Lakes Research 39: 65-77.

Bresciani, M., M. Vascellari, C. Giardino et E. Matta (2012). "Remote sensing supports the definition of the water quality status of Lake Omodeo (Italy)." European Journal of Remote Sensing 45(2): 349-360.

Brezonik, P., K. D. Menken et M. Bauer (2005). "Landsat-based remote sensing of lake water quality characteristics, including chlorophyll and colored dissolved organic matter (CDOM)." Lake and Reservoir Management 21(4): 373-382.

Brown, L. et K. L. Young (2006). "Assessment of three mapping techniques to delineate lakes and ponds in a Canadian High Arctic wetland complex." Arctic 59(3): 283-293.

Bruins, H. J., M. Evenari et U. Nessler (1986). "Rainwater-harvesting agriculture for food-production in arid zones - the challenge of the african famine." Applied Geography 6(1): 13-32.

Buznikov, A. A., G. A. Lakhtanov, P. Laine, P. Minkkinen et P. B. Rakushin (2001). "Development of water quality models for remote sensing of the Saimaa lake system." Earth Observation and Remote Sensing 16(6): 997-1006.

Cai, X. B., W. X. Gan, W. Ji, X. Zhao, X. L. Wang et X. L. Chen (2015). "Optimizing Remote Sensing-Based Level-Area Modeling of Large Lake Wetlands: Case Study of Poyang Lake." Ieee Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing 8(2): 471-479.

Calder, I., A. Gosain, M. S. R. M. Rao, C. Batchelor, M. Snehalatha et E. Bishop (2008). "Watershed development in India. 1. Biophysical and societal impacts." Environment, Development and Sustainability 10: 537-557.

Callow, J. N. et K. R. J. Smettem (2009). "The effect of farm dams and constructed banks on hydrologic connectivity and runoff estimation in agricultural landscapes." Environmental Modelling & Software 24(8): 959-968.

Campbell, G., S. R. Phinn, A. G. Dekker et V. E. Brando (2011). "Remote sensing of water quality in an Australian tropical freshwater impoundment using matrix inversion and MERIS images." Remote Sensing of Environment 115(9): 2402-2414.

Canziani, G., R. Ferrati, C. Marinelli et F. Dukatz (2008). "Artificial neural networks and remote sensing in the analysis of the highly variable pampean shallow lakes." Mathematical Biosciences and Engineering 5(4): 691-711.

Cardille, J. A., J. B. Leguet et P. del Giorgio (2013). "Remote sensing of lake CDOM using noncontemporaneous field data." Canadian Journal of Remote Sensing 39(2): 118-126.

Cavalli, R. M., G. Laneve, L. Fusilli, S. Pignatti et F. Santini (2009). "Remote sensing water observation for supporting Lake Victoria weed management." Journal of Environmental Management 90(7): 2199-2211.

Chalabert, N. (2013). Identification et caractérisation des retenues à usage irrigation sur le bassin Adour-Garonne. Rapport de stage Master 2 Géomatique, INRA Université de Toulouse.

Chawira, M., T. Dube et W. Gumindoga (2013). "Remote sensing based water quality monitoring in Chivero and Manyame lakes of Zimbabwe." Physics and Chemistry of the Earth 66: 38-44.

Che, T., X. Li et R. Jin (2009). "Monitoring the frozen duration of Qinghai Lake using satellite passive microwave remote sensing low frequency data." Chinese Science Bulletin 54(13): 2294-2299.

Chen, C. H. et P. G. P. Ho (2003). On the ARMA model based region growing method for extracting lake region in a remote sensing image. Conference on Image and Signal Processing for Remote Sensing IX, Barcelona, SPAIN, Spie-Int Soc Optical Engineering.

Cheruiyot, E. K., C. Mito, M. Menenti, B. Gorte, R. Koenders et N. Akdim (2014). "Evaluating MERIS-Based Aquatic Vegetation Mapping in Lake Victoria." Remote Sensing 6(8): 7762-7782.

Coskun, H. G., A. Tanik, U. Alganci et H. K. Cigizoglu (2008). "Determination of environmental quality of a drinking water reservoir by remote sensing, GIS and regression analysis." Water Air and Soil Pollution 194(1-4): 275-285.

Costa, M. P. F. et K. H. Telmer (2007). "Mapping and monitoring lakes in the Brazilian Pantanal wetland using synthetic aperture radar imagery." Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems 17(3): 277-288.

Crasto, N., C. Hopkinson, P. Marsh, D. L. Forbes et I. Spooner (2012). "Delineation of lakes and channels in the Mackenzie Delta, NWT, using airborne LiDAR." Remote Sensing and Hydrology 352: 359-362.

Cretaux, J. F., W. Jelinski, S. Calmant, A. Kouraev, V. Vuglinski, M. Berge-Nguyen, M. C. Gennero, F. Nino, R. A. Del Rio, A. Cazenave et P. Maisongrande (2011). "SOLS: A lake database to monitor in the Near Real Time water level and storage variations from remote sensing data." Advances in Space Research 47(9): 1497-1507.

Cudennec, C., M. Sarraza et S. Nasri (2004). "Modélisation robuste de l'impact agrégé de retenues collinaires sur l'hydrologie de surface." Revue des sciences de l'eau 17(2): 181-181.

De Toledo, C. E., J. C. de Araujo et C. L. de Almeida (2014). "The use of remote-sensing techniques to monitor dense reservoir networks in the Brazilian semiarid region." International Journal of Remote Sensing 35(10): 3683-3699.

Dekker, A. G., T. J. Malthus, M. M. Wijnen et E. Seyhan (1992). "Remote-sensing as a tool for assessing water-quality in loosdrecht lakes." Hydrobiologia 233(1-3): 137-159.

Dekker, A. G., R. J. Vos et S. W. M. Peters (2002). "Analytical algorithms for lake water TSM estimation for retrospective analyses of TM and SPOT sensor data." International Journal of Remote Sensing 23(1): 15-35.

Deus, D. et R. Gloaguen (2013). "Remote Sensing Analysis of Lake Dynamics in Semi-Arid Regions: Implication for Water Resource Management. Lake Manyara, East African Rift, Northern Tanzania." Water 5(2): 698-727.

Dogan, O. K., Z. Akyurek et M. Beklioglu (2009). "Identification and mapping of submerged plants in a shallow lake using quickbird satellite data." Journal of Environmental Management 90(7): 2138-2143.

Dong, J. J., P. J. Lai, C. P. Chang, S. H. Yang, K. C. Yeh, J. J. Liao et Y. W. Pan (2014). "Deriving landslide dam geometry from remote sensing images for the rapid assessment of critical parameters related to dam-breach hazards." Landslides 11(1): 93-105.

Dourte, D. R., S. Shukla, D. Z. Haman, M. D. Reddy, M. U. Devi et A. Mani (2014). "Agricultural management impacts on groundwater: simulations of existing and alternative management options in Peninsular India." Hydrological Processes 28(19): 5021-5033.

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, J. M. Melack et J. J. Middelburg (2006). "The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments." Limnology and Oceanography 51(5): 2388-2397.

Dube, T., W. Gumindoga et M. Chawira (2014). "Detection of land cover changes around Lake Mutirikwi, Zimbabwe, based on traditional remote sensing image classification techniques." African Journal of Aquatic Science 39(1): 89-95.

Durbude, D. G. et B. K. Purandara (2005). "Assessment of sedimentation in the Linganmakki reservoir using remote sensing." Photonirvachak-Journal of the Indian Society of Remote Sensing 33(4): 503-509.

Eilander, D., F. O. Annor, L. Iannini et N. van de Giesen (2014). "Remotely Sensed Monitoring of Small Reservoir Dynamics: A Bayesian Approach." Remote Sensing 6(2): 1191-1210.

Federico, B., C. Marco, G. Jixi, H. Robert, M. Massim, Y. M. Ren, S. Patrizia, T. Luigi et Ieee (2008). "Remote Sensing Methodology for the Estimation of Methane Emissions from Chinese Lakes." 2008 International Workshop on Earth Observation and Remote Sensing Applications: 1-6.

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.

Gao, J. H., J. Jia, Y. P. Wang, Y. Yang, J. Li, F. Bai, X. Zou et S. Gao (2015). "Variations in quantity, composition and grain size of Changjiang sediment discharging into the sea in response to human activities." Hydrology and Earth System Sciences 19(2): 645-655.

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.

Gunnell, Y. et A. Krishnamurthy (2003). "Past and present status of runoff harvesting systems in dryland peninsular India: A critical review." Ambio 32(4): 320-324.

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.

Hollister, J. et W. B. Milstead (2010). "Using GIS to estimate lake volume from limited data." Lake and Reservoir Management 26(3): 194-199.

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.

Hunter, P. D., D. J. Gilvear, A. N. Tyler, N. J. Willby et A. Kelly (2010). "Mapping macrophytic vegetation in shallow lakes using the Compact Airborne Spectrographic Imager (CASI)." Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems 20(7): 717-727.

Ibrahim, A. N., Y. Mabuchi et M. Murakami (2005). "Remote sensing algorithms for monitoring eutrophication in Ishizuchi storm water reservoir in Kochi Prefecture, Japan." Hydrological Sciences Journal-Journal Des Sciences Hydrologiques 50(3): 525-542.

Ignatius, A. R. et J. W. Jones (2014). "Small Reservoir Distribution, Rate of Construction, and Uses in the Upper and Middle Chattahoochee Basins of the Georgia Piedmont, USA, 1950-2010." Isprs International Journal of Geo-Information 3(2): 460-480.

Jackson, M. W. et J. R. Jensen (2005). "An evaluation of remote sensing-derived landscape ecology metrics for reservoir shoreline environmental monitoring." Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 71(12): 1387-1397.

Jafri, M. Z. M., K. Abdullah, H. S. Lim et W. R. Ismail (2003). Mapping of total suspended solids in reservoir using images captured by a conventional digital camera from a low-altitude light aircraft. Ocean Remote Sensing and Applications. R. J. Frouin, Y. Yuan and H. Kawamura. Bellingham, Spie-Int Soc Optical Engineering. 4892: 320-325.

Jain, S. K. (2011). Assessment of reservoir sedimentation using remote sensing. Sediment Problems and Sediment Management in Asian River Basins. D. E. Walling. Wallingford, Int Assoc Hydrological Sciences. 349: 163-170.

Jain, S. K., A. K. Lohani, R. D. Singh, A. Chaudhary et L. N. Thakural (2012). "Glacial lakes and glacial lake outburst flood in a Himalayan basin using remote sensing and GIS." Natural Hazards 62(3): 887-899.

Jain, S. K. et K. D. Sharma (2005). Estimation of soil erosion and sedimentation in Ramganga Reservoir (India) using remote sensing and GIS. Sediment Budgets 2. A. J. Horowitz and D. E. Walling. Wallingford, Int Assoc Hydrological Sciences. 292: 315-323.

Kavurmaci, M., S. Ekercin, L. Altas et Y. Kurmac (2013). "Use of EO-1 Advanced Land Imager (ALI) multispectral image data and real-time field sampling for water quality mapping in the HirfanlA +/- Dam Lake, Turkey." Environmental Science and Pollution Research 20(8): 5416-5424.

Keith, D. J., B. Milstead, H. Walker, H. Snook, J. Szykman, M. Wusk, L. Kagey, C. Howell, C. Mellanson et C. Drueke (2012). "Trophic status, ecological condition, and cyanobacteria risk of New England lakes and ponds based on aircraft remote sensing." Journal of Applied Remote Sensing 6: 22.

Khattab, M. F. O. et B. J. Merkel (2014). "Application of Landsat 5 and Landsat 7 images data for water quality mapping in Mosul Dam Lake, Northern Iraq." Arabian Journal of Geosciences 7(9): 3557-3573.

Khlifi, S., M. Ameur, N. Mtimet, N. Ghazouani et N. Belhadj (2010). "Impacts of small hill dams on agricultural development of hilly land in the Jendouba region of northwestern Tunisia." Agricultural Water Management 97(1): 50-56.

Kim, D. J., B. Hwang, K. H. Chung, S. H. Lee, H. S. Jung et W. M. Moon (2013). "Melt Pond Mapping With High-Resolution SAR: The First View." Proceedings of the Ieee 101(3): 748-758.

Kistemann, T., F. Dangendorf et M. Exner (2001). "A Geographical Information System (GIS) as a tool for microbial risk assessment in catchment areas of drinking water reservoirs." International Journal of Hygiene and Environmental Health 203(3): 225-233.

Kumar, P., K. K. Saxena, B. C. Tyagi, A. K. Nayak, N. N. Pandey, R. S. Haldar et P. C. Mahanta (2013). "Remote sensing study on geomorphological degradation of Sarda Sagar reservoir." Journal of Environmental Biology 34(6): 1065-1068.

Lacaux, J. P., Y. M. Tourre, C. Vignolles, J. A. Ndione et M. Lafaye (2007). "Classification of ponds from high-spatial resolution remote sensing: Application to Rift Valley Fever epidemics in Senegal." Remote Sensing of Environment 106(1): 66-74.

Lehner, B., C. R. Liermann, C. Revenga, C. Vorosmarty, B. Fekete, P. Crouzet, P. Doll, M. Endejan, K. Frenken, J. Magome, C. Nilsson, J. C. Robertson, R. Rodel, N. Sindorf et D. Wisser (2011). "High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management." Frontiers in Ecology and the Environment 9(9): 494-502.

Li, L., R. E. Sengpiel, D. L. Pascual, L. P. Tedesco, J. S. Wilson et E. Soyeux (2010). "Using hyperspectral remote sensing to estimate chlorophyll-a and phycocyanin in a mesotrophic reservoir." International Journal of Remote Sensing 31(15): 4147-4162.

Li, N., R. Wang, Y. K. Deng, J. Q. Chen, Y. B. Liu, K. N. Du, P. P. Lu, Z. M. Zhang et F. J. Zhao (2014). "Waterline Mapping and Change Detection of Tangjiashan Dammed Lake After Wenchuan Earthquake From Multitemporal High-Resolution Airborne SAR Imagery." Ieee Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing 7(8): 3200-3209.

Lu, S. L., N. L. Ouyang, B. F. Wu, Y. P. Wei et Z. Tesemma (2013). "Lake water volume calculation with time series remote-sensing images." International Journal of Remote Sensing 34(22): 7962-7973.

Lu, X. X., X. K. Yang et L. S. Ran (2012). Delineation of China's reservoirs and lakes using remote sensing techniques. Erosion and Sediment Yields in the Changing Environment. A. L. Collins, V. Golosov, A. J. Horowitz *et al.,* Wallingford, Int Assoc Hydrological Sciences. 356: 20-28.

Lyons, E. A., Y. W. Sheng, L. C. Smith, J. L. Li, K. M. Hinkel, J. D. Lenters et J. D. Wang (2013). "Quantifying sources of error in multitemporal multisensor lake mapping." International Journal of Remote Sensing 34(22): 7887-7905.

Maltese, A., F. Capodici, G. Ciraolo, G. La Loggia, A. Granata et C. Corbari (2012). Planktothrix rubescens in freshwater reservoirs: remote sensing potentiality for mapping cell density. Remote Sensing for Agriculture, Ecosystems, and Hydrology Xiv. C. M. U. Neale and A. Maltese. Bellingham, Spie-Int Soc Optical Engineering. 8531.

McMurray, D. (2004). Farm dam volume estimations from simple geometric relationships: Mount Lofty Ranges and Clare Regions, South Australia, Department of Water, Land and Biodiversity Conservation, Government of South Australia, Adelaide. 2006/22.

McMurray, D. (2004). "Farm dam volume estimations from simple geometric relationships: Mount Lofty Ranges and Clare Regions, South Australia."

Mialhe, F., Y. Gunnell et C. Mering (2008). "Synoptic assessment of water resource variability in reservoirs by remote sensing: General approach and application to the runoff harvesting systems of south India." Water Resources Research 44(5): 14.

Mixon, D. M., D. A. Kinner, R. F. Stallard et J. P. M. Syvitski (2008). "Geolocation of man-made reservoirs across terrains of varying complexity using GIS." Computers & Geosciences 34(10): 1184-1197.

Muad, A. M. et G. M. Foody (2012). "Super-resolution mapping of lakes from imagery with a coarse spatial and fine temporal resolution." International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 15: 79-91.

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

Nellis, M. D., J. A. Harrington et J. P. Wu (1998). "Remote sensing of temporal and spatial variations in pool size, suspended sediment, turbidity, and Secchi depth in Tuttle Creek Reservoir, Kansas: 1993." Geomorphology 21(3-4): 281-293.

Odermatt, D., A. Gitelson, V. E. Brando et M. Schaepman (2012). "Review of constituent retrieval in optically deep and complex waters from satellite imagery." Remote sensing of environment 118: 116-126.

Oweis, T. et A. Hachum (2006). "Water harvesting and supplemental irrigation for improved water productivity of dry farming systems in West Asia and North Africa." Agricultural Water Management 80(1-3): 57-73.

Pandey, D. N., A. K. Gupta et D. M. Anderson (2003). "Rainwater harvesting as an adaptation to climate change." Current Science 85(1): 46-59.

Park, Y. S., Y. S. Kwon, S. J. Hwang et S. Park (2014). "Characterizing effects of landscape and morphometric factors on water quality of reservoirs using a self-organizing map." Environmental Modelling & Software 55: 214-221.

Perret, S. et P.-Y. Le Gal (1999). "Analyse des pratiques, modélisation et aide à la décision dans le domaine de l'irrigation [Cas de la gestion d'une retenue collinaire collective à la Réunion]." Économie rurale 254(1): 6-11.

Politi, E., M. E. J. Cutler et J. S. Rowan (2015). "Evaluating the spatial transferability and temporal repeatability of remote-sensing-based lake water quality retrieval algorithms at the European scale: a meta-analysis approach." International Journal of Remote Sensing 36(11): 2995-3023.

Potes, M., M. J. Costa, J. C. B. da Silva, A. M. Silva et M. Morais (2011). "Remote sensing of water quality parameters over Alqueva Reservoir in the south of Portugal." International Journal of Remote Sensing 32(12): 3373-3388.

Potes, M., M. J. Costa et R. Salgado (2012). "Satellite remote sensing of water turbidity in Alqueva reservoir and implications on lake modelling." Hydrology and Earth System Sciences 16(6): 1623-1633.

Ran, L., X. X. Lu, Z. Xin et X. Yang (2013). "Cumulative sediment trapping by reservoirs in large river basins: A case study of the Yellow River basin." Global and Planetary Change 100: 308-319.

Ran, L. S. et X. X. Lu (2012). "Delineation of reservoirs using remote sensing and their storage estimate: an example of the Yellow River basin, China." Hydrological Processes 26(8): 1215-1229.

Rathore, D. S., A. Choudhary et P. K. Agarwal (2006). "Assessment of sedimentation in Harakud reservoir using digital remote sensing technique." Photonirvachak-Journal of the Indian Society of Remote Sensing 34(4): 377-383.

Rodrigues, L. N., E. E. Sano, T. S. Steenhuis et D. P. Passo (2012). "Estimation of Small Reservoir Storage Capacities with Remote Sensing in the Brazilian Savannah Region." Water Resources Management 26(4): 873-882.

Sahagian, D. (2000). "Global physical effects of anthropogenic hydrological alterations: sea level and water redistribution." Global and Planetary Change 25(1-2): 39-48.

Sakthivel, S. P., C. H. Genitha, J. V. Sivalingam et S. Shanmugam (2014). "Super-resolution mapping of hyperspectral images for estimating the water-spread area of Peechi reservoir, southern India." Journal of Applied Remote Sensing 8: 15.

Sannel, A. B. K. et I. A. Brown (2010). "High-resolution remote sensing identification of thermokarst lake dynamics in a subarctic peat plateau complex." Canadian Journal of Remote Sensing 36: S26-S40.

Santi, E., E. Mari, S. Piazzini, M. Renzi, G. Bacaro et S. Maccherini (2010). "Dependence of animal diversity on plant diversity and environmental factors in farmland ponds." Community Ecology 11(2): 232-241.

Sawunyama, T., A. Senzanje et A. Mhizha (2006). "Estimation of small reservoir storage capacities in Limpopo River Basin using geographical information systems (GIS) and remotely sensed surface areas: Case of Mzingwane catchment." Physics and Chemistry of the Earth 31(15-16): 935-943.

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.

Smith, L. C. et T. M. Pavelsky (2009). "Remote sensing of volumetric storage changes in lakes." Earth Surface Processes and Landforms 34(10): 1353-1358.

Sobek, S., J. Nisell et J. Folster (2011). "Predicting the volume and depth of lakes from map-derived parameters." Inland Waters 1(3): 177-184.

Song, K. S., L. Li, S. Li, L. Tedesco, B. Hall et L. H. Li (2012). "Hyperspectral Remote Sensing of Total Phosphorus (TP) in Three Central Indiana Water Supply Reservoirs." Water Air and Soil Pollution 223(4): 1481-1502.

Soti, V., C. Puech, D. Lo Seen, A. Bertran, C. Vignolles, B. Mondet, N. Dessay et A. Tran (2010). "The potential for remote sensing and hydrologic modelling to assess the spatio-temporal dynamics of ponds in the Ferlo Region (Senegal)." Hydrology and Earth System Sciences 14(8): 1449-1464.

Soti, V., A. Tran, J. S. Bailly, C. Puech, D. Lo Seen et A. Begue (2009). "Assessing optical earth observation systems for mapping and monitoring temporary ponds in arid areas." International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 11(5): 344-351.

Sudduth, K. A., G. S. Jang, R. N. Lerch et E. J. Sadler (2015). "Long-Term Agroecosystem Research in the Central Mississippi River Basin: Hyperspectral Remote Sensing of Reservoir Water Quality." Journal of Environmental Quality 44(1): 71-83.

Sun, D., Y. Li, C. Le, K. Shi, C. Huang, S. Gong et B. Yin (2013). "A semi-analytical approach for detecting suspended particulate composition in complex turbid inland waters (China)." Remote Sensing of Environment 134: 92-99.

Thompson, J. C. (2012). Impact and Management of Small Farm Dams in Hawke's Bay, New Zealand.

Tingey-Holyoak, J. L. (2014). "Water sharing risk in agriculture: Perceptions of farm dam management accountability in Australia." Agricultural Water Management 145: 123-133.

Vemu, S. et P. Udayabhaskar (2010). "An integrated approach for prioritization of reservoir catchment using remote sensing and geographic information system techniques." Geocarto International 25(2): 149-168.

Verstraeten, G. et J. Poesen (2000). "Estimating trap efficiency of small reservoirs and ponds: methods and implications for the assessment of sediment yield." Progress in Physical Geography 24(2): 219-251.

Verstraeten, G. et I. P. Prosser (2008). "Modelling the impact of land-use change and farm dam construction on hillslope sediment delivery to rivers at the regional scale." Geomorphology 98(3-4): 199-212.

Veyrac-Ben Ahmed, B. (2010). "What response of agriculture to face exceptional drought ? Study of the impact of the implementation of ponds on the watershed of the Lemboulas (Bas-Quercy, Midi-Pyrenees)." Houille Blanche-Revue Internationale De L Eau(5): 57-61.

Virdis, S. G. P. (2014). "An object-based image analysis approach for aquaculture ponds precise mapping and monitoring: a case study of Tam Giang-Cau Hai Lagoon, Vietnam." Environmental Monitoring and Assessment 186(1): 117-133.

Von Ruckert, G., A. Giani et L. V. Dutra (2010). Assessing the occurrence of cyanobacterial blooms in a large Brazilian reservoir using satellite remote sensing. International Association of Theoretical and Applied Limnology, Vol 30, Pt 9. J. Jones and J. Faaborg. Stuttgart, E Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. 30: 1345-1348.

Wang, Y. P., H. Xia, J. M. Fu et G. Y. Sheng (2003). Water quality change (1988 and 1996) detection by using remote sensing data in several reservoirs of Shenzhen, China. Ocean Remote Sensing and Applications. R. J. Frouin, Y. Yuan and H. Kawamura. Bellingham, Spie-Int Soc Optical Engineering. 4892: 326-335.

Wang, Y. P., H. Xia, J. M. Fu et G. Y. Sheng (2004). "Water quality change in reservoirs of Shenzhen, China: detection using LANDSAT/TM data." Science of the Total Environment 328(1-3): 195-206.

Wang, Z. H., Z. Li, X. J. Cheng et Ieee (2013). Remote sensing monitoring on chlorophyll-a in Danjiangkou Reservoir Based on the HJ-1 Satellite image Data. 2013 Fifth International Conference on Measuring Technology and Mechatronics Automation. New York. 848-853.

White, D. R. (2010). World water: Resources, usage and the role of man-made reservoirs, A review of current knowledge, FR/R0012, Foundation for Water Research, Bucks, U. K.

Wisser, D., S. Frolking, 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): 264-275.

Xiong, Y. J., X. H. Chen, G. Y. Qiu, S. L. Tan et Ieee (2011). Mapping of chlorophyll-a concentration of reservoir Dajingshan, Zhuhai, China, from landsat thematic mapper. International Geoscience and Remote Sensing Symposium. 3366-3369.

Yang, X. K. et X. X. Lu (2013). "Delineation of lakes and reservoirs in large river basins: An example of the Yangtze River Basin, China." Geomorphology 190: 92-102.

Zhang, S., H. L. Gao et B. S. Naz (2014). "Monitoring reservoir storage in South Asia from multisatellite remote sensing." Water Resources Research 50(11): 8927-8943.

Zhang, X. W., F. Qin, J. F. Liu et Ieee (2009). Method of monitoring surface water quality based on remote sensing in Miyun reservoir. New York.

Zhao, Y., K. Zhang, Y. Fu et H. Zhang (2012). "Examining land-use/land-cover change in the Lake Dianchi watershed of the Yunnan-Guizhou Plateau of Southwest China with remote sensing and GIS techniques: 1974–2008." International journal of environmental research and public health 9(11): 3843-3865.

Zhao, Q. H., S. L. Liu, L. Deng, S. K. Dong, Z. F. Yang et Q. Liu (2013). "Determining the influencing distance of dam construction and reservoir impoundment on land use: A case study of Manwan Dam, Lancang River." Ecological Engineering 53: 235-242.