

CA
Dm

**Maîtrise en Environnement
Université de Sherbrooke**

Application de la télédétection et des SIG à l'étude du développement de l'aquaculture et des forêts de mangroves : cas du district de Giao Thuy, Viêt-nam.

Martin Béland

Mémoire présenté pour l'obtention du grade de Maître en Environnement (M. Env.)

Octobre 2004

© Martin Béland, 2004

Directeur de recherche : Kalifa Goïta
Codirecteur de recherche : Ferdinand Bonn

Membres du jury :
Kalifa Goïta (Département de géographie et télédétection, Université de Sherbrooke)
Ferdinand Bonn (Département de géographie et télédétection, Université de Sherbrooke)
Edwin Bourget (Vice-rectorat à la recherche, Université de Sherbrooke)
Lise Caron (Faculté de foresterie, Université de Moncton)

Résumé

Martin Béland

Application de la télédétection et des SIG à l'étude du développement de l'aquaculture et des forêts de mangroves : cas du district de Giao Thuy, Viêt-nam.

Mémoire de Maîtrise

Université de Sherbrooke

88 pages

L'aquaculture connaît une croissance plus élevée que tout autre secteur de production alimentaire animale. La crevetticulture est un secteur de l'aquaculture qui a un potentiel important pour le développement rural et la réduction de la pauvreté au Viêt-nam. Malheureusement, certains des changements apportés à l'environnement par les exploitations aquacoles ont aussi des impacts négatifs potentiels, entre autres la dégradation des zones marécageuses. Malgré la croissance rapide de l'aquaculture et l'évolution de la connaissance des impacts environnementaux, peu d'études ont traité ces problématiques de manière objective. L'observation spatiale et les systèmes d'information géographique (SIG) ont été appliqués dans la présente étude à l'analyse de l'altération des ressources engendrée par le développement de la crevetticulture et à la planification de son développement futur dans le district de Giao Thuy, province de Nam Dinh, Viêt-nam. Trois images Landsat ont été traitées et classifiées; les changements détectés entre les classifications ont ensuite été rigoureusement vérifiés par un algorithme de validation. Les années d'acquisition des images sélectionnées sont 1986, 1992 et 2001. L'analyse des résultats conduit aux constats suivants : 63 % de la mangrove présente en 1986 a été remplacée par des bassins d'aquaculture; entre 1986 et 1992, 440 ha de mangrove ont été détruits, tandis qu'entre 1992 et 2001 la superficie occupée par celle-ci s'est accrue de 441 ha, la rétablissant à un hectare près à son niveau de 1986; cette reprise forestière entre 1992 et 2001 est attribuable à des projets de reforestation et à une régénération naturelle favorisée par des efforts de conservation dans une proportion approximative de 58 % et 42 % respectivement. Une deuxième partie de l'étude porte sur le processus d'intensification des méthodes de production en cours et la planification requise. Les SIG y sont mis à profit pour produire une carte d'aptitude des sites au développement durable de l'aquaculture dans le district de Giao Thuy.

Abstract

Martin Béland

Remote sensing and GIS applied to the study of aquaculture development and mangrove forests: a case study in the Giao Thuy district, Vietnam.

Master's thesis

Sherbrooke University

88 pages

Aquaculture is growing more rapidly than all other food producing sectors. Shrimp culture is a sector of aquaculture which has a high potential for poverty alleviation and rural development in Vietnam. Unfortunately, some of the changes induced by the shrimp farm on the environment have potential negative impacts, one of which is wetland deterioration. Despite the rapid growth of aquaculture and the evolution of the consciousness about its environmental hazards, few studies have considered this matter in an objective manner. Spatial observation and geographic information systems (GIS) have been applied in this study to the analysis of resource alteration caused by aquaculture development and its future development planning in the district of Giao Thuy, Nam Dinh province, Vietnam. Three Landsat images were processed and classified; the detected changes between classifications were then rigorously verified by a validation algorithm. The selected images acquisition years are 1986, 1992 and 2001. The analysis of the results leads to the following observations: 63 % of mangrove areas existent in 1986 were replaced by shrimp ponds; between 1986 and 1992, 440 ha of mangrove were destroyed, but between 1992 and 2001 the extent of the mangrove increased by 441 ha, restoring it approximately to its 1986 level; this recovery is attributed to reforestation projects and to natural regeneration promoted by conservation efforts in an approximate proportion of 58 % and 42 % respectively. A second part of the study examines the ongoing intensification of the production methods process as well as the required planning. GIS is used to produce a site suitability map for sustainable development of aquaculture in the Giao Thuy district.

Table des matières

Liste des figures	iii
Liste des tableaux	iii
Liste des annexes.....	iv
Remerciements	v
1. Introduction	1
1.1. Problématique.....	1
1.1.1. L'aquaculture	1
1.1.2. Les mangroves et l'aquaculture.....	5
1.1.3. Apport de la géomatique	8
1.2. Objectifs	8
1.3. Hypothèses	8
1.4. Plan du mémoire.....	9
2. Revue de littérature.....	9
2.1. Télédétection et analyse diachronique	9
2.2. Les SIG et l'aquaculture.....	11
3. Région d'étude.....	13
3.1. Milieu physique.....	15
3.2. Climat	16
3.3. Relation avec l'environnement naturel	16
3.4. Protection contre les tempêtes.....	17
3.5. Les activités halieutiques et aquacoles.....	18
3.6. Organisation politique	19
3.7. Doi Moi : la transition vers l'économie de marché et ses effets sur l'aquaculture	20
4. Données	21
5. Méthodologie de l'analyse diachronique.....	23
5.1. Mise en contexte.....	23
5.2. Considérations concernant le choix des images	23
5.2.1. Choix du ou des capteurs	23
5.2.2. Caractéristiques de l'environnement.....	24
5.3. Images choisies, caractéristiques et sources.....	25
5.4. Les prétraitements requis	25

5.4.1.	La correction géométrique	26
5.4.2.	Les corrections radiométriques	26
5.5.	Les algorithmes de détection des changements.....	28
5.6.	Les seuils frontières.....	29
5.7.	Approche employée.....	29
5.8.	Traitements effectués sur les images.....	29
5.8.1.	Corrections géométriques.....	30
5.8.2.	Corrections radiométriques	30
5.9.	Méthode de détection des changements	34
5.9.1.	Méthode de classification.....	34
5.9.2.	Choix des classes et méthode d'appariement.....	34
5.9.3.	Travail d'édition des classifications.....	35
5.9.4.	Choix du type de rehaussement et algorithme	36
5.9.5.	Création de la matrice de choix du rehaussement.....	39
5.10.	Détermination des seuils	40
6.	Résultats de l'analyse des images.....	42
6.1.	Validation des classifications	44
7.	Analyse de la situation actuelle et des stratégies de planification.....	46
7.1.	Le processus d'intensification des systèmes de production	47
7.1.1.	Les risques économiques.....	48
7.1.2.	Les risques sociaux.....	51
7.1.3.	Les risques environnementaux	51
7.2.	La planification stratégique requise en vue d'un développement durable	53
7.2.1.	Sélection des sites et conception des bassins	53
7.2.2.	Stratégies de développement.....	54
7.2.3.	Éducation.....	55
8.	Utilisation d'un SIG pour la sélection des sites d'aquaculture à l'intérieur du district de Gio Thuy.....	55
8.1.	Méthodologie	56
8.2.	Résultats	59
9.	Discussions des résultats	59
9.1.	Résultats de l'analyse diachronique	59
9.2.	Résultats de l'analyse SIG.....	64
10.	Conclusion et recommandations.....	64
11.	Références	66

Liste des figures

Figure 1.1 : Tendance de production de crevettes en Asie.....	4
Figure 1.2 : Superficie de mangrove au Viêt-nam	6
Figure 3.1 : Site d'étude	13
Figure 3.2 : Évolution du littoral. La zone en jaune représente l'état de la côte en 2000.	16
Figure 3.3 : Production de crevettes au Viêt-nam.....	19
Figure 3.4 : Production de crevettes d'élevage dans le district de Giao Thuy.....	19
Figure 5.1 : Organigramme méthodologique de la détection des changements.....	31
Figure 5.2 : Équations de régression linéaire	33
Figure 5.3 : Organigramme de l'algorithme de validation des changements.....	39
Figure 6.1 : Résultats des classifications dont les changements ont été validés	42
Figure 6.2 : Graphique des changements dans l'occupation du sol	44
Figure 7.1 : Le processus d'intensification des méthodes de production.....	49
Figure 8.1 : Intégration des critères d'évaluation dans l'analyse SIG	56
Figure 8.2 : Résultat de l'analyse SIG.....	59
Figure 9.1 : Superficies de mangroves présentes en 1986 remplacées par les bassins d'aquaculture entre 1986 et 2001 (en noir) superposées à la Classification de 2001	61
Figure 9.2 : Emplacement des plantations de mangroves (emplacement : entouré de noir; mangrove adulte incluse : en noir) superposé à la classification de 2001.....	63

Liste des tableaux

Tableau 5.1 : Détail du contenu des classes	35
Tableau 5.2 : Coefficients <i>tasseled cap</i> pour Landsat 5 TM en valeurs de réflectance (tiré de Crist, 1985).....	36
Tableau 5.3 : Coefficients <i>tasseled cap</i> pour Landsat 7 ETM+ en valeurs de réflectance (tiré de Huang <i>et al.</i> , 2002).....	37
Tableau 5.4 : Matrice de choix du rehaussement.....	40
Tableau 5.5 : Valeurs seuil calculées	41
Tableau 5.6 : Comparaison des erreurs standards maximales dues à la normalisation radiométrique et des intervalles des seuils utilisés dans la détection des changements	41
Tableau 6.1 : Synthèse des variations intra classes détectées entre 1986 et 2001 (en hectares).....	44
Tableau 6.2 : Documents de référence utilisés pour l'évaluation des classifications	44
Tableau 8.1 : Facteurs, contraintes et règles de l'analyse de convenance des sites	57
Tableau 8.2 : Matrice des comparaisons appariées (selon la méthode de Aguilar-Manjarrez, 1996).....	58
Tableau 8.3 : Proportions des terres classées dans l'analyse SIG.....	59

Liste des annexes

Annexe 1 : Aménagement de bassins d'aquaculture sur l'île de Cat Ba, Viêt-nam.....	74
Annexe 2 : Niveaux d'intensification de la crevetticulture.....	75
Annexe 3 : Caractéristiques des productions crevettières au Viêt-nam	75
Annexe 4 : Questionnaire utilisé lors des entrevues réalisées auprès des aquaculteurs de Giao Thuy	76
Annexe 5 : Cibles de normalisation radiométrique.....	82
Annexe 6 : Matrices des changements	83
Annexe 7 : Matrices d'erreurs des classifications (en pixels).....	85
Annexe 8 : Cartes utilisées dans l'analyse SIG.....	86

Remerciements

Je remercie mes directeurs de recherche Kalifa Goïta et Ferdinand Bonn pour leur grande disponibilité, et leur disposition à contribuer au succès de mes études. J'ai beaucoup bénéficié de votre expérience lors de la réalisation de ce travail de maîtrise, et appris énormément en vous côtoyant. Je remercie aussi Pham Van Cu du VTGEO à Hanoi pour son support et ses conseils pertinents lors de mon séjour au Viêt-nam. Pham Thanh Hien pour sa précieuse aide lors de mon séjour et nos échanges enrichissants ici à Sherbrooke. Nguyen Hoang Tri du Centre d'Études sur l'Environnement et les Ressources Naturelles de Hanoi, Nguyen Viet Cach de la réserve naturelle Xuan Thuy, Le Thi Van Anh de la Croix-Rouge danoise à Hanoi et Tran Van Ba de l'Université Nationale du Viêt-nam à Hanoi pour les précieux renseignements qu'il m'ont fourni et leur assistance dans ma recherche de données.

Merci à mes directeurs de recherche, de même qu'au Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada, au centre de formation en environnement de l'Université de Sherbrooke, au ministère de l'Éducation du Québec, au CARTEL et la Faculté des lettres et sciences humaines pour leur soutien financier.

Je remercie aussi Yvon Arsenault, mon professeur de mathématiques lors de mes études au CÉGEP François-Xavier-Garneau de Ste-Foy, qui a su, par sa patience et sa bienveillance, me redonner confiance en mes capacités à un moment où j'en avais bien besoin. Je doute que sans son appui, j'aie été en mesure de poursuivre ce parcours universitaire si enrichissant. Je lui en suis très reconnaissant et je lui dédie ce mémoire de maîtrise.

*Trông trời, trông đất, trông mây,
Trông mưa, trông gió, trông ngày, trông đêm
Trông cho chân cứng đá mềm,
Trời yên bể lặng mới yên tâm lòng.*

« Je regarde le ciel, la terre, les nuages,
Je regarde la pluie, le vent, le jour, la nuit,
Jusqu'à ce que mes pieds durcissent et la pierre ramollisse,
Et je ne me repose que quand le ciel est calme et la mer tranquille. »

Proverbe vietnamien

1. Introduction

1.1. Problématique

1.1.1. L'aquaculture

Le terme aquaculture désigne l'élevage des animaux aquatiques et la culture des plantes aquatiques en eaux douce, saumâtre ou marine. Elle implique une forme d'intervention dans le processus d'augmentation de la production et la propriété par une personne physique ou morale du stock en élevage (Barg, 1995). En milieu marin, on utilise le terme mariculture pour désigner la culture ou l'élevage d'organismes aquatiques. La production émanant de la mariculture représente environ 34 % de la production mondiale d'aquaculture. Un tiers de cette contribution provient des tropiques et est composé d'algues marines, de mollusques, de crustacés et de poissons à nageoires. La culture des crustacés, majoritairement des crevettes, domine la production tropicale maricole. L'espèce de crevette la plus cultivée en Asie est la crevette tigrée (*Penaeus monodon*); elle représente environ 65 % de la production tropicale de crevettes (De Silva, 1998). L'élevage des crevettes s'effectue généralement dans des étangs en terre qui peuvent couvrir de vastes superficies côtières (Barg, 1995). L'annexe 1 présente un exemple d'aménagement de bassins d'aquaculture crevette en zone côtière, dans le nord du Viêt-nam.

L'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) prévoit une augmentation de la production aquacole mondiale de 54 millions de tonnes (144 % par rapport à l'année 2001) d'ici l'an 2030. L'aquaculture connaît une croissance plus élevée que tout autre secteur de production alimentaire animale; mondialement, sa croissance moyenne a atteint 9,2 % par année depuis 1970 (FAO, 2002). La crevette est un secteur de l'aquaculture en eau chaude qui

connaît une forte croissance. La hausse de la demande de consommation a sans doute été un levier déterminant dans les transformations visant l'augmentation globale de la production, apportées à cette industrie (Lebel *et al.*, 2002). La demande pour les espèces de crevettes élevées en bassins provient principalement des marchés nord-américain, européen et japonais (Boyd et Clay, 1998). L'attrait de la rentabilité élevée et des devises étrangères découlant de cette demande a motivé les gouvernements nationaux et les agences de développement international à favoriser ces transformations (Primavera, 1997).

L'aquaculture est une activité ayant un potentiel important pour le développement rural et la réduction de la pauvreté dans les pays en développement (GESAMP, 2001). Le développement de l'aquaculture comporte par contre certains risques qui doivent être considérés dans une optique de développement durable. Un développement durable est un développement qui comble les besoins présents sans compromettre la capacité des générations futures à combler leurs propres besoins (WCED, 1987). Appliqué au contexte de l'agriculture et des pêches, un développement durable assure la gestion et la conservation de la base de ressources naturelles et l'orientation des changements technologiques et institutionnels de manière à assurer l'atteinte et le maintien de la satisfaction des besoins humains des générations présentes et futures. Un tel développement assure la conservation des sols, de l'eau et des ressources génétiques végétales et animales; il ne détériore pas l'environnement et est techniquement approprié, économiquement viable et socialement acceptable (FAO, 1997).

Les exploitations aquacoles interagissent avec leur environnement; elles utilisent ses ressources et le modifient. Certains de ces changements ont des effets bénéfiques, particulièrement sur le plan socio-économique (Barg, 1995). Malheureusement, certains des changements apportés à l'environnement ont des impacts négatifs potentiels (Pullin, 1993; Primavera, 1997). Dans le cas de l'aquaculture des crevettes, ces impacts dérivent principalement de la dégradation des zones marécageuses, de l'intrusion d'eau salée dans les eaux de surface et souterraines, des rejets d'effluents chargés en éléments nutritifs et organiques, des produits chimiques et biologiques utilisés et des déchets solides produits (Phillips *et al.*, 1993; Dierberg et Kiattisimkul, 1996; Páez-Osuna, 2001; EJF, 2003). Parmi les facteurs conditionnant ces impacts, la sélection des sites pour la construction des bassins d'aquaculture est peut-être le plus déterminant (Csavas, 1993; Boyd et Clay, 1998). L'objectif premier des bonnes pratiques de gestion de l'aquaculture devrait donc viser l'utilisation des terres et des eaux adaptées à la production durable de crevettes (FAO, 2001). La superficie des bassins, les

techniques de gestion des bassins, le niveau d'intensification de l'élevage et la capacité d'absorption du milieu récepteur sont aussi des facteurs déterminants (Páez-Osuna, 2001).

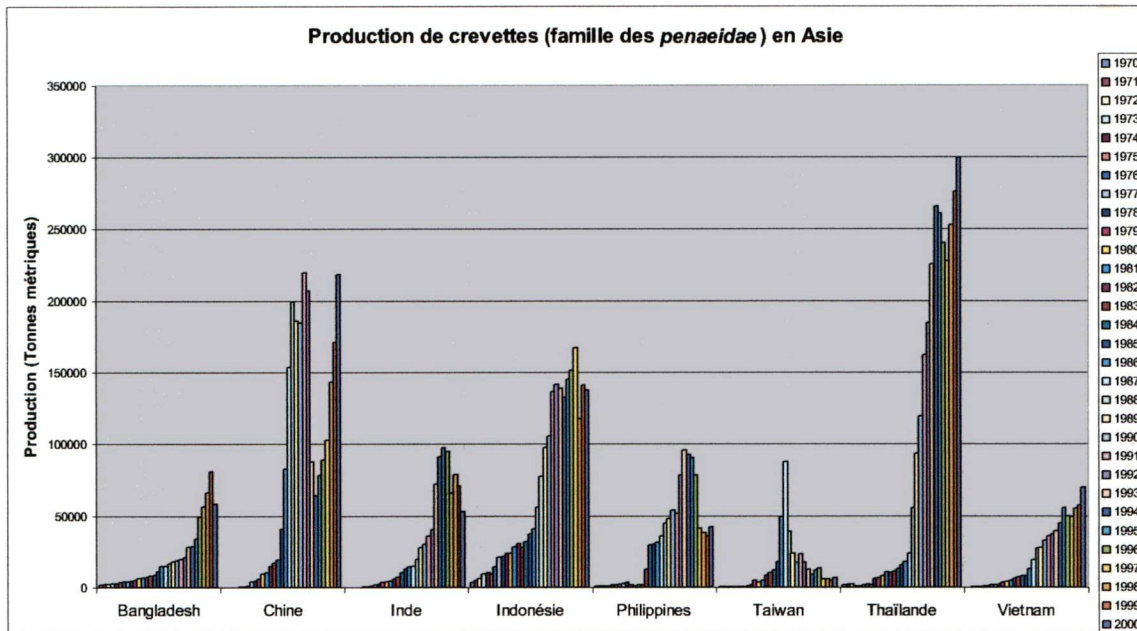
On classe généralement les fermes aquacoles marines en trois catégories de niveau d'intensification de l'élevage, soit : extensif, semi-intensif et intensif. Ces derniers sont définis en fonction de la densité de crevettes du bassin, la nature des aliments utilisés et le taux d'échange de l'eau du bassin avec l'océan (Phillips *et al.*, 1993). L'échange de l'eau est la méthode utilisée pour diluer les composés toxiques contenus dans l'eau du bassin et permet soit la dilution de la floraison du plancton dans le cas d'élevage intensif ou l'ajout de plancton comme stock de nourriture naturelle dans le cas d'élevage extensif (Phillips *et al.*, 1993; AAHRI, 1997). Les systèmes extensifs utilisent les marées pour effectuer l'échange d'eau, la surface des bassins est plus élevée et la densité de peuplement est faible. Les systèmes intensifs utilisent plutôt des aliments composés comme source de nourriture, des pompes et ventilateurs pour assurer l'échange et réguler l'oxygène dissous de l'eau. Ces derniers sont associés à des bassins de petite superficie et à de fortes densités de peuplement. L'Annexe 2 présente en détail les caractéristiques des trois méthodes d'élevage.

La crevetticulture a débuté en Asie du Sud-est dans des bassins de terre dépendants des marées pour effectuer l'échange d'eau qui permet de fournir un ensemencement naturel et de maintenir la qualité de l'eau. Elle a évolué ensuite vers l'ensemencement à partir de post-larves sauvages ou élevées en éclosion des bassins aux densités de peuplement croissantes. La tendance historique de la production crevette en Asie démontre un cycle de croissance et d'effondrement relié à des problèmes de pollution et d'épidémies (Primavera, 1997; voir aussi la figure 1.1).

La crevetticulture au Viêt-nam est en voie de devenir une industrie majeure à travers un processus d'intensification des méthodes de production (Lebel *et al.*, 2002). Ce processus est dynamisé par la mondialisation du commerce et la transition vers l'économie de marché initiée au milieu des années 80 suite à la politique du *Doi Moi* (politique de renouveau). Les changements dans les méthodes d'élevage sont survenus tardivement au Viêt-nam comparativement aux autres pays de la région (Lebel *et al.*, 2002). La première éclosion, nécessaire aux systèmes d'élevage intensif, est apparue à Nha Trang, province de Khanh Hoa, à la fin des années 80 tandis que Taiwan éprouvait déjà, en 1987, un effondrement de sa production due à des problèmes de pollution et d'épidémies reliés à l'élevage intensif des *Penaeus monodon* (Tacon *et al.*, 1995). Les expériences de ces pays voisins suggèrent que le Viêt-nam se trouve à un point critique dans l'orientation que prendra l'industrie et

met en évidence l'importance des facteurs écologiques, sociaux et économiques dans la gestion du développement à venir.

Figure 1.1 : Tendence de production de crevettes en Asie



Source : adapté de FAO (2000)

Les systèmes de production présentement employés dans les régions du centre du Viêt-nam sont beaucoup plus intensifs que ceux utilisés au sud et au nord. Ces deux zones pratiquent toujours une variété de systèmes extensifs et semi-intensifs et les exploitations du nord sont caractérisées par des superficies de bassins très importantes (Lebel *et al.*, 2002). L'étude de Lebel *et al.* (2002) révèle que 90 % des exploitants de cette région comptent intensifier leur production. Le tableau de l'annexe 3 présente certaines caractéristiques de la production aquacole vietnamienne.

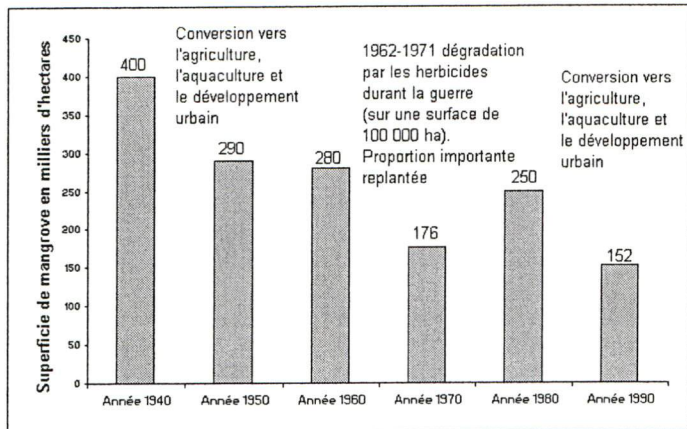
L'aquaculture moderne se développe à une époque où les connaissances et la conscience environnementales ont rarement été aussi élevées. Contrairement à l'agriculture qui a bénéficié du luxe de dégrader l'environnement d'abord, et de se soucier des conséquences ensuite, l'aquaculture subit des pressions considérables de la part des organismes et intervenants des milieux environnementaux qui tentent de s'assurer de la durabilité de son développement. Cette conscience environnementale des impacts de l'aquaculture est considérablement développée au moment où le « boom » aquacole se produit au Viêt-nam; plusieurs pays voisins (Thaïlande, Taiwan, Philippines, Indonésie, etc.) ont expérimenté une multitude de méthodes qui ont rencontré différents problèmes.

Ils ont été les pionniers de l'intensification et de l'expansion des exploitations dans la région, et en ont tiré des leçons qui ont ensuite été diffusées. De plus, cette industrie doit aujourd'hui, dans un contexte de rareté des terres disponibles due à l'accroissement de la population, compétitionner avec le tourisme, les zones résidentielles et autres utilisations des zones littorales pour obtenir l'accès aux terres.

1.1.2. Les mangroves et l'aquaculture

Les défoliants et les herbicides utilisés par les Américains pendant la guerre (les agents orange, blanc et bleu) sont les responsables des plus importants impacts subis par la mangrove au Viêt-nam (Hong et San, 1993). L'aquaculture est une activité qui a aussi contribué de manière significative à la dégradation de la mangrove (Hong et San, 1993; Tri *et al.*, 1998; Lebel *et al.*, 2002; EJF, 2003; voir aussi la figure 1.2). La culture des crevettes a débuté il y a environ 100 ans au Viêt-nam. Depuis le début des années 1980, le gouvernement encourage son développement pour augmenter ses exportations (voir section 3.7). Le ministère des Forêts a alors légiféré l'utilisation des mangroves, mais la pression provoquée par la possibilité de faire d'importants profits a mené à une importante déforestation pour faire place aux bassins. La méthode la plus utilisée était à ce moment une culture extensive primitive. La forêt était soit détruite ou entourée de murets de terres pour y conserver les crevettes pendant une courte période de temps (environ 30 jours), après quoi les crevettes et poissons étaient récoltés. Avec cette méthode, le rendement des quelques premières récoltes était élevé, l'eau étant riche en éléments nutritifs. Mais après quelque temps, la pauvreté de l'eau qui ne pouvait être échangée à 100 % et la formation d'acide sulfurique à partir des sulfates et de la matière organique contenue dans le sol (en partie des restants de mangrove) provoquaient une baisse drastique du rendement (Hong et San, 1993). Selon Lebel *et al.* (2002), la plupart des bassins d'aquaculture au nord du Viêt-nam ont été développés sur des terres antérieurement occupées par des mangroves.

Figure 1.2 : Superficie de mangrove au Viêt-nam



Source : adapté de Tri *et al.* (1999)

Une forêt de mangrove est une association d'arbres halophiles, arbustes, palmiers, fougères et autres plantes poussant dans les eaux tidales saumâtres ou salines sur les plaines de boue des littoraux des régions tropicales et subtropicales. Cette végétation croît dans les zones inondées par les marées hautes et exposées par les marées basses (Mitsch et Gosselink, 1993). Les forêts de mangrove sont parmi les écosystèmes les plus productifs sur terre, elles sont d'une importance extraordinaire à la fois pour les avantages environnementaux qu'elles procurent et pour les nombreuses espèces végétales et animales qui en dépendent. Leur destruction peut affecter d'une façon significative la configuration des côtes et les modes d'érosion côtière, la production et les cycles des éléments nutritifs dans les zones côtières, de même que l'habitat de nombreuses espèces commercialement importantes qui utilisent la zone intertidale pour la reproduction et l'alimentation (Hong et San, 1993; Barg, 1995; Adeel et Pomeroy, 2002). Cependant, dans certains cas la mangrove peut être une cause d'érosion côtière, principalement lors d'augmentation du niveau moyen de la mer. Ce qui provoque une invasion de la forêt vers des altitudes plus élevées où les inondations deviendraient plus fréquentes. Dans le contexte du Viêt-nam, les forêts de mangrove ont contribué de façon significative depuis des siècles à la situation socio-économique des habitants des zones côtières en apportant du matériel de construction, du bois de chauffage, du tanin, de la nourriture, des plumes d'oiseau, du miel et des médicaments à base d'herbes (Hong et San, 1993). La conservation et la protection des habitats aquatiques et des écosystèmes sensibles devraient donc figurer parmi les objectifs de gestion du développement de l'aquaculture (FAO, 2001).

La sous-estimation de la valeur des produits naturels et des fonctions écologiques des mangroves est un facteur majeur dans la conversion de cet écosystème vers des utilisations alternatives. Cette tendance à la sous-estimation de la valeur est en partie due à la difficulté de déterminer la valeur

économique de la ressource (Rönnbäck, 1999). Plusieurs chercheurs se sont penchés sur l'évaluation de l'importance des avantages économiques tirés des mangroves par les populations locales en termes de produits forestiers, productivité de la pêche commerciale, protection des côtes, biodiversité et écotourisme (Tri *et al.*, 1998; Janssen et Padilla, 1999; Rönnbäck, 1999; Baran et Hambrey, 1998). Il devient alors possible de comparer ces avantages à ceux que procurent des utilisations alternatives (le coût d'opportunité) dans la prise de décision concernant la gestion des ressources côtières et d'analyser la rentabilité des projets de reforestation. Un deuxième facteur important affectant la conversion des mangroves est le coût d'opportunité élevé que représente la valeur marchande des produits de la crevetteculture qui sont en demande dans plusieurs pays industrialisés. Les lacunes au niveau de la reconnaissance des droits de propriété des terres inondées pour les utilisateurs traditionnels sont un troisième facteur de conversion (Adger et Luttrell, 2000). Celui-ci prend une grande importance dans le contexte du district de Giao Thuy étant donné la forte densité de population et la rareté des terres disponibles pour le développement de cette nouvelle activité. Les zones marécageuses ont longtemps été considérées par les gestionnaires des terres comme n'ayant que très peu de valeur, à moins d'être asséchées en les entourant de digues. L'aquaculture vient modifier cette perception. Elle est une occasion pour les instances locales de tirer des revenus de location, percevoir des taxes et d'améliorer les conditions de vie de plusieurs citoyens. Par contre, la conversion prive les utilisateurs traditionnels d'une ressource qui contribuait à la subsistance des plus pauvres. L'analyse de la configuration des droits de propriété sur ces terres est donc complexe, de par l'intérêt des utilisateurs traditionnels, de l'état et des nouveaux utilisateurs, et de par les aspects à la fois marins et terrestres des ressources à gérer.

En plus d'avoir des impacts environnementaux négatifs importants, la conversion de forêts de mangrove en bassins d'aquaculture implique les conséquences suivantes au niveau de la production : ces aires à basse altitude possèdent des caractéristiques de drainage faible, la prévention des épidémies est difficile à assurer et la prédation par les oiseaux peut être forte dans un écosystème aussi complexe et sensible. De plus, les sols en forêt de mangrove ont tendance à être sulfatés acides, ce qui, durant le séchage du fond des bassins, conduit à la libération d'acide sulfurique lorsque les pyrites (FeS_2) sont oxydées (Hong et San, 1993). Cette acidification du milieu tend à diminuer le rendement des bassins, et l'utilisation régulière de chaux pour neutraliser les sols acides peut provoquer le durcissement des sols, qui sont alors moins adaptés à l'élevage des crevettes (Barg, 1995). Ainsi, les bassins de crevettes tendent à être moins productifs lorsque construits sur des aires de mangrove, et il n'est plus courant, ni même légal dans plusieurs pays, de développer

l'aquaculture dans ces aires (Boyd, 2002). Au nord Viêt-nam, des aires de mangrove sont pourtant, encore en 2001, transformées en bassins d'aquaculture alors qu'en même temps d'importants efforts sont faits pour reboiser des mangroves afin de protéger les digues des tempêtes et fournir des services écosystémiques aux communautés locales (Lebel *et al.*, 2002).

1.1.3. Apport de la géomatique

Malgré la croissance rapide de l'aquaculture et l'évolution de la connaissance des impacts environnementaux, peu d'études ont traité ces problématiques de manière objective. L'observation spatiale et les systèmes d'information géographique (SIG) sont en mesure de fournir un éclairage objectif des résultats de la gouvernance, en plus de constituer un mécanisme fiable de modélisation et d'évaluation des conséquences des activités humaines et un outil de planification flexible et efficace. Ces techniques spatiales sont ici appliquées à l'étude de l'altération des ressources engendrées par le développement de la crevetticulture et à la planification de son développement futur dans un district de la région nord du Viêt-nam.

1.2. Objectifs

- Analyser les changements dans l'occupation du sol entre 1986 et 2001 dans la zone littorale du site d'étude au moyen de la télédétection spatiale.
- Étudier les facteurs qui modulent les impacts environnementaux et socio-économiques du développement de la crevetticulture, les modes de développement permettant de minimiser ces impacts, ainsi que les conditions environnementales favorables à l'élevage des crevettes tigrées.
- Identifier les zones convenables au développement de l'aquaculture selon des critères physiques en utilisant un système d'information géographique.

1.3. Hypothèses

- L'utilisation de séries temporelles d'images Landsat permet de suivre le développement des zones d'aquaculture dans le district de Giao Thuy.
- Ce développement s'est effectué principalement sur des surfaces préalablement occupées par des forêts de mangrove.

- Les systèmes d'information géographiques permettent d'assister l'analyse des caractéristiques physiques d'une zone en vue du développement de l'aquaculture.

1.4. Plan du mémoire

La présente étude est composée de deux parties comportant deux démarches méthodologiques distinctes. La première partie concerne le développement antérieur de l'aquaculture dans la zone d'étude. On dresse ici un bilan des actions posées et de leurs effets sur des paramètres mesurables dans le cadre de la méthodologie adoptée. Sur la base de cette analyse, la deuxième partie s'intéresse à la planification du développement subséquent de l'aquaculture. Il s'agit ici d'étudier les différents aspects du développement et d'identifier les sites les plus aptes en considérant des critères physiques. Ces deux sections constituent donc une suite logique produisant des résultats qu'il est toutefois possible d'interpréter de manière indépendante.

Dans le prochain chapitre, nous nous intéressons aux travaux antérieurs qui ont traité les sujets abordés par les deux parties du mémoire, soit l'analyse diachronique par télédétection et l'application des SIG à l'aquaculture. Le chapitre trois présente le site à l'étude et le contexte dans lequel le développement de l'aquaculture s'y inscrit. Le quatrième chapitre énumère les données disponibles qui ont été utilisées dans l'étude. Le chapitre cinq développe les étapes méthodologiques de la première partie du mémoire, soit l'analyse diachronique. Les résultats de cette analyse sont présentés au chapitre six. Le chapitre sept traite des risques liés à l'intensification des méthodes de production des crevettes et des facteurs à considérer lors de la planification du développement. Il vise aussi à mettre en contexte la sélection des sites aptes au développement, analysée au chapitre huit, comme étant un des éléments à considérer dans la gestion du processus d'intensification des méthodes de production et d'expansion. Le chapitre neuf contient une discussion des résultats de l'analyse diachronique et de l'application des SIG à la sélection des sites aptes au développement de la crevetticulture. Le chapitre dix présente la conclusion du mémoire et des recommandations. Les références citées dans le texte sont présentées au chapitre onze.

2. Revue de littérature

2.1. Télédétection et analyse diachronique

Notre habilité à modifier notre environnement augmente avec chaque avancée technologique. Les changements anthropiques apportés à la surface de la Terre sont aujourd'hui plus étendus et

surviennent plus rapidement que jamais. La portée de ces changements augmente avec l'accroissement de la population mondiale, la diminution de terres disponibles et l'alourdissement de la charge infligée à l'environnement. Leurs implications dépendent du contexte économique, social, politique et écologique dans lequel ils prennent place. Les planificateurs et gestionnaires des ressources ont besoin de mécanismes fiables capables de détecter, de surveiller et d'analyser les changements dans l'occupation du sol afin d'évaluer les conséquences des activités humaines dans un cadre analytique approprié (Green *et al.*, 1994).

Un des problèmes majeurs du développement de l'aquaculture qui a causé le plus d'impacts environnementaux dans les pays en développement d'Asie est le manque de planification et de réglementation (Csavas, 1993). Sans une forme d'intervention, les gains financiers à court terme tendent à dominer les décisions relatives au développement, au détriment des objectifs environnementaux et sociaux (GESAMP, 2001). Une utilisation durable des écosystèmes tropicaux requiert donc une planification stratégique qui ne peut se faire sans une compréhension des impacts anthropiques directs et indirects sur les écosystèmes et communautés impliquées. L'étude de ces impacts nécessite une analyse spatio-temporelle de la dynamique d'occupation du sol (Dahdouh-Guebas, 2002). La télédétection satellitale est un excellent outil de détection, de description, de quantification et de suivi des changements apportés à l'environnement (Verger, 1996; Lunetta et Elvidge, 1999; Dahdouh-Guebas, 2002). Les inventaires sur l'état des mangroves et leur dégradation sont avantageusement conduits à partir des données satellitales (Verger, 1996) et plusieurs travaux de recherche ont démontré l'utilité des images TM de Landsat dans la cartographie et la classification des aires de mangrove (Long et Skewes, 1996; Blasco *et al.*, 1998; Green *et al.*, 1998; Ramirez-Garcia, 1998; Kovacs *et al.*, 2001; Sulong *et al.*, 2002). Green *et al.* (1998) mentionnent des résultats de précision supérieure à 90 % pour la discrimination de la végétation de mangrove avec une analyse en composantes principales et l'utilisation de rapports de bandes.

Les méthodes de détection des changements sont généralement classées en deux catégories : préclassificatoires et postclassificatoires. La méthode postclassificatoire consiste à comparer les résultats d'images classifiées individuellement afin d'obtenir les zones de changement. Cette méthode est simple mais entièrement dépendante de l'exactitude des classifications individuelles et on ne peut supposer que la précision de la détection des changements soit supérieure au produit des précisions respectives des classifications utilisées (Jensen, 1996; Lunetta et Elvidge, 1998). Des méthodes préclassificatoires, certaines ne présentent que l'information relative à la présence de

changement sans fournir l'information sur les types d'occupation du sol présents avant et après le changement. Cette information étant essentielle à l'atteinte des objectifs de la présente étude, seules les méthodes la générant ont été considérées.

Plusieurs recherches ont utilisé la télédétection spatiale pour détecter des changements en zone côtière. Ruiz-Luna et Berlanga-Robles (1999), Xiuwan (2002) et Alonso-Pérez *et al.* (2003) ont utilisé la méthode postclassificatoire à partir de classifications dirigées. Lunetta *et al.* (2002) ont utilisé l'indice NDVI et la transformation *tasseled cap* (magnitude totale de la différence des trois bandes) pour identifier des pixels de changement. Seto *et al.* (2002) ont choisi l'analyse par vecteur de changement des bandes *tasseled cap*. Kovacs *et al.* (2001) et Jensen *et al.* (1993) ont combiné la comparaison postclassificatoire avec un masque binaire de changement. Dans le premier cas, les différences des divisions de bandes (4/3 de Landsat TM) ont été utilisées et pour le second on a choisi les différences de bandes 3 et 5. Mas (1999) a comparé la différence d'images, la différence d'indices de végétation, l'analyse en composantes principales, la classification multitemporelle, l'analyse postclassificatoire seule et sa combinaison à un masque binaire de changement provenant d'une analyse en composantes principales.

2.2. Les SIG et l'aquaculture

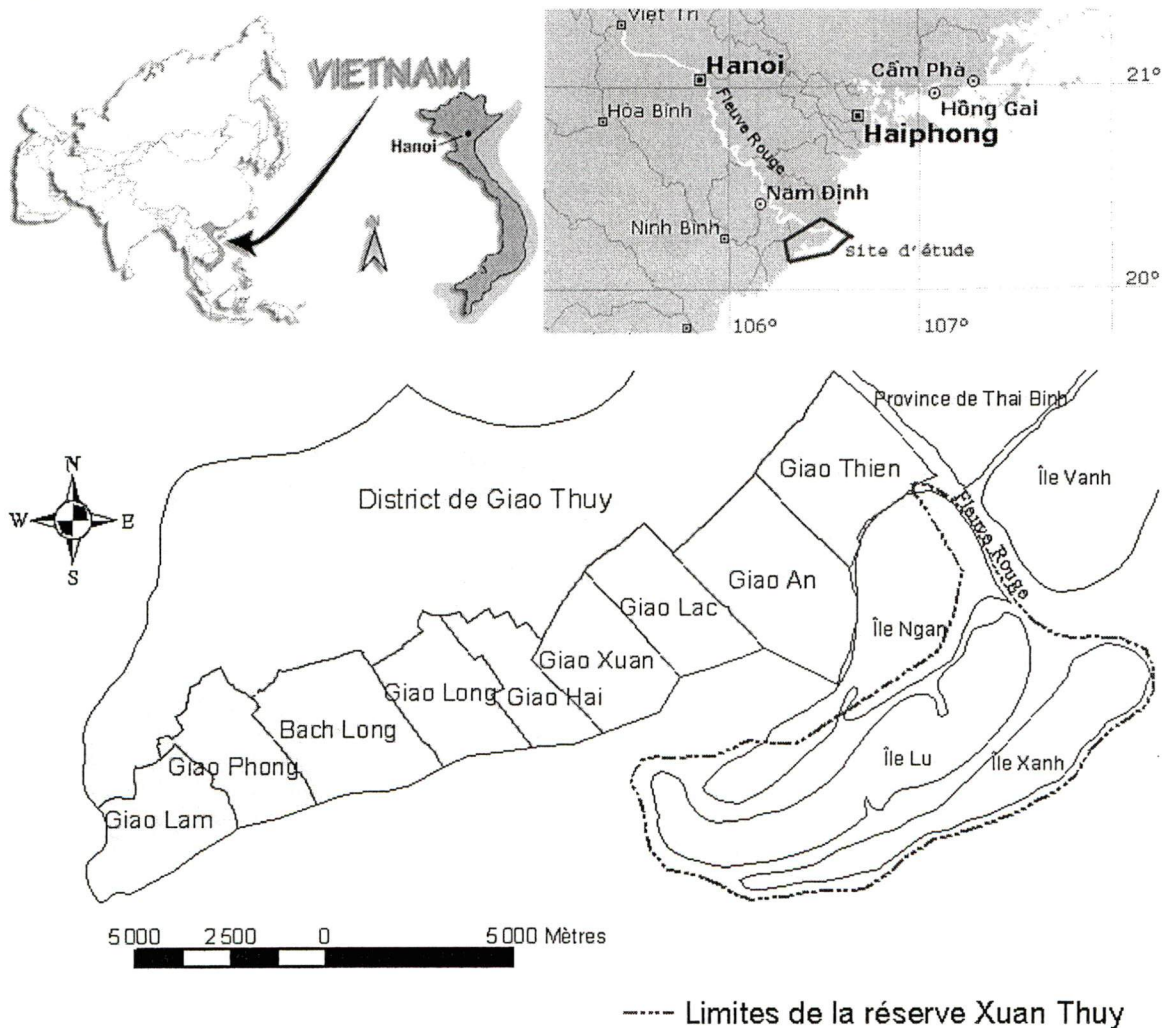
Les décisions en matière d'utilisation des terres ont toujours été intimement liées à l'évolution de la société. Celles-ci découlent fréquemment de la planification de l'aménagement du territoire que pratiquent tous les pays, aussi bien développés qu'en voie de développement. Cette planification a pour objet de guider les décisions concernant l'utilisation des terres pour permettre à l'homme de tirer le maximum d'avantages des ressources de l'environnement, tout en veillant à leur conservation pour l'avenir. Une des fonctions de l'évaluation des terres est de faire comprendre les relations réciproques qui existent entre la terre et son utilisation et de permettre aux planificateurs de comparer les modes d'utilisation les plus prometteurs. Les qualités de chaque type de terre, telles que la texture du sol ou les tendances à l'inondation, sont prises en considération en fonction des exigences de chaque mode d'utilisation, et c'est pourquoi la terre proprement dite, tout comme l'usage que l'on en fait, ont une importance fondamentale pour l'évaluation de son aptitude (FAO, 1976).

L'évaluation de l'aptitude des terres dans un contexte de planification du développement de l'aquaculture implique une analyse synoptique de divers types de ressources et de facteurs. Le système d'information géographique (SIG) possède un potentiel important pour assister une telle analyse (FAO, 1993; Aguilar-Manjarrez et Ross, 1995; Nath *et al.*, 2000). Les chercheurs s'intéressent depuis environ 1987 aux applications possibles du SIG à l'aquaculture. Depuis, le SIG a prouvé son utilité pour l'évaluation de l'impact des projets de développement que comporte l'utilisation des terres et de l'eau sur les ressources aquatiques et l'environnement, pour la sélection des sites aquacoles en rapport avec les variables écologiques et socio-économiques, ainsi que pour la répartition de l'espace et ses ressources entre les utilisations conflictuelles (Barg, 1995). Quelques études se sont intéressées à l'application du SIG pour la sélection des sites de crevetticulture. Le choix des facteurs impliqués dans de telles études est d'une importance vitale puisqu'ils sont la base de l'évaluation (Aguilar-Manjarrez, 1996). Les poids accordés à chacun doivent aussi être déterminés avec attention et objectivité (Nath *et al.*, 2000). Kapetsky *et al.* (1987) ont considéré des facteurs de salinité, d'infrastructure (villages, routes, électricité), d'utilisation du sol (qualité de l'eau, coût d'acquisition des terres, coûts de développement du site, mangrove), la proximité de la source d'eau, et le type de sol pour le développement de l'élevage semi-intensif des crevettes au Costa Rica. Aguilar-Manjarrez (1996) a considéré de nombreux facteurs appartenant aux catégories suivantes pour le développement de la crevetticulture au Mexique : ressources environnementales, qualité de l'eau, utilisation de la terre et infrastructures, impacts sociaux, impacts sur la production d'autres secteurs et potentiel des marchés. Tookwinas et Leeruksakiat (1999) ont considéré la texture, le type, le pH et la perméabilité du sol, la pente du terrain et les zones de mangrove pour le développement de la crevetticulture et des plantations de mangroves en Thaïlande. McLeod *et al.* (2002) ont considéré le statut de propriété (privé, public), l'importance de la superficie disponible, l'altitude, la pente du terrain, la proximité de la source d'eau, la catégorie de zonage (rural, spécial), la catégorie dans laquelle le terrain s'inscrit dans le plan stratégique, la classe agricole de la terre (apte ou non à l'agriculture) et les aires de canne à sucre pour le développement de la crevetticulture en Australie. Salam *et al.* (2003) ont inclus des facteurs reliés aux propriétés et à la disponibilité de l'eau, à l'occupation du sol, aux types de sols, aux infrastructures, à la disponibilité des intrants nécessaires, aux risques potentiels et aux mangroves comme indicateurs de pollution, dans une étude sur le développement de l'aquaculture des crevettes et crabes au Bangladesh. Ces études ont utilisé des méthodes multicritères similaires, et ont démontré l'utilité des SIG à évaluer de manière objective le potentiel des terres au développement de l'aquaculture selon des critères biophysiques et socio-économiques.

3. Région d'étude

Le site choisi pour l'étude est la zone littorale du district de Giao Thuy, province de Nam Dinh, Viêt-nam (voir figure 3.1). Sa superficie est d'environ 200 Km² et il est localisé à l'intérieur des coordonnées suivantes : latitude 20° 05' - 20° 25' N et longitude 106° 15' - 106° 45' E. Le district de Giao Thuy se trouve sur la rive sud de l'embouchure (*Da Lat*) du fleuve Rouge (*Song Hong*). Les provinces de Nam Dinh et Ha Nam ont été formées en 1996 à partir de l'ancienne province de Nam Ha. Le district de Giao Thuy se nommait Xuan Thuy avant cette date. La densité de population du district est parmi les plus élevées au monde avec environ 840 habitants/Km². La population totale est d'environ 200 000 personnes (SSND, 2001).

Figure 3.1 : Site d'étude



Source : adapté de la carte officielle de la Réserve Naturelle Xuan Thuy

Le district comprend une aire naturelle protégée par la convention RAMSAR à laquelle le Viêt-nam a adhéré en 1988 afin de limiter les dommages causés par les activités anthropiques aux milieux utilisés par des espèces rares d'oiseaux migrateurs dans une zone de 12 000 ha. La Convention RAMSAR sur les zones humides est le premier traité intergouvernemental mondial moderne sur la conservation et l'utilisation rationnelle des ressources. La convention couvre tous les aspects de la conservation et de l'utilisation rationnelle des zones humides, reconnaissant celles-ci comme des écosystèmes extrêmement importants pour la conservation de la diversité biologique et pour le bien-être des communautés humaines. L'UNESCO est le Dépositaire de la Convention, mais l'administration de celle-ci est entièrement assumée par un secrétariat qui travaille sous l'autorité de la Conférence des Parties contractantes et du Comité permanent de la Convention (BCR, 2000). Le ministère des Forêts du Viêt-nam a approuvé, en 1994, la création de la réserve naturelle Xuan Thuy qui est gérée depuis 1995 par le département provincial pour la protection des forêts de Nam Dinh. La réserve naturelle établie par décret gouvernemental vise 7 100 ha des 12 000 ha désignés par la convention; les 4 900 ha restants constituent une zone tampon. La création de cette réserve naturelle a ainsi permis de conserver une superficie importante de forêts de mangrove tout en permettant l'exploitation de l'aquaculture à l'intérieur de la zone tampon.

A l'extérieur de la réserve naturelle, la zone côtière abrite plusieurs types d'activités et occupations du sol dont : une plage touristique à l'ouest, des marais salants, des villages, quelques bassins d'aquaculture et plusieurs rizières situées à l'intérieur de la digue de protection qui borde la totalité du littoral du district. Le tourisme est peu développé, quelques dizaines d'étrangers par année viennent observer les oiseaux migrateurs à la réserve, et quelques centaines de touristes Vietnamiens visitent la réserve et la plage Quat Lam. Dans le but de développer l'écotourisme dans la région, le gouvernement a accordé en 2003 le statut de parc National à la réserve Xuan Thuy.

La superficie occupée par les forêts de mangrove est en constant changement dans la zone d'étude. Ces changements sont causés par le dynamisme des processus de sédimentation et de colonisation, la déforestation occasionnée par la construction des bassins, mais aussi par les projets de plantations réalisés sur le littoral du district grâce au soutien financier de l'organisation de la Croix-Rouge danoise à Hanoi. Une première phase, dénommée « programme de préservation de l'environnement côtier », a été réalisée dans le district de Thai Thuy, dans la province voisine de Thai Binh, entre 1994 et 1996. Le projet a été reconduit pour une deuxième phase et étendu à la province de Nam

Dinh en 1997. La deuxième phase est arrivée à échéance en 2000 et une troisième phase renommée « programme de planification préalable aux catastrophes naturelles » est en cours jusqu'en 2005.

L'objectif premier de ces projets est de réduire la vulnérabilité des populations et les souffrances causées par les catastrophes naturelles dues aux typhons et aux inondations. Les forêts de mangroves forment une barrière protectrice qui atténue l'intensité des tempêtes, et aident à diminuer les impacts sur la santé des habitants, les biens matériels et l'environnement. Les objectifs secondaires poursuivis par la Croix-Rouge sont l'augmentation de la qualité de l'environnement et de la quantité de ressources naturelles disponibles (forestières et fauniques), et l'amélioration des conditions socio-économiques des communautés côtières. Les communautés ont été impliquées dans le processus de reforestation et de gestion de la forêt réhabilitée. Des individus dont la situation était précaire ont été favorisés dans l'octroi d'emplois, accompagnés d'une formation, associés à la plantation des arbres. Le projet assure aussi la rémunération de guetteurs qui assurent la surveillance des forêts et font respecter les règlements en vigueur. Des activités éducatives et de sensibilisation face au rôle des mangroves et l'importance d'assurer leur préservation ont été réalisées, entre autres en milieu scolaire à travers un concours de dessin représentant l'utilité de la mangrove.

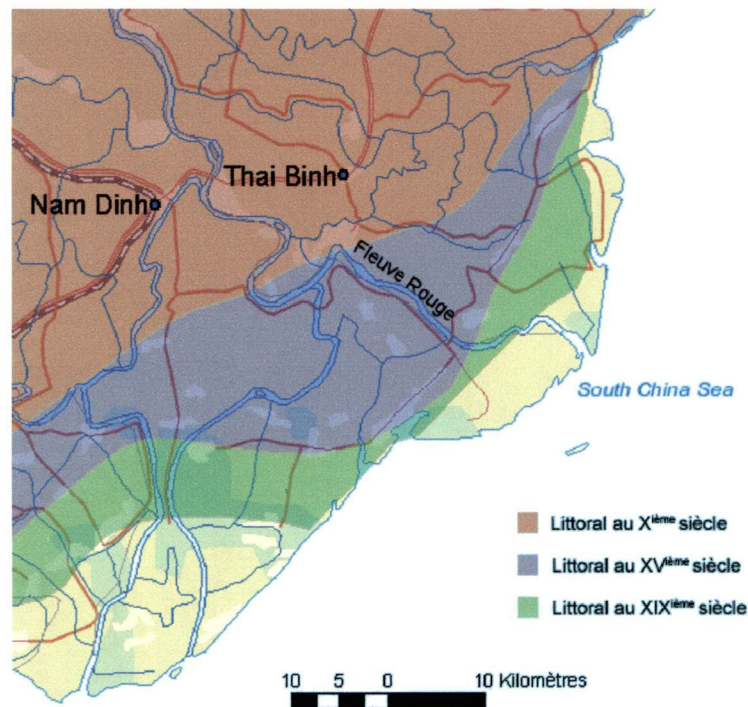
3.1. Milieu physique

La zone côtière comprend de vastes plaines de boue intertidales, des zones de mangroves, des marais salants et des plages sablonneuses. Les espèces dominantes de mangrove sont : *Kandelia candel*, *Sonneratia caseolaris*, *Aegiceras corniculatum*, *Acanthus ilicifolius* et *Casuarina equisetifolia*. Le littoral est modifié à la fois par l'érosion et l'accrétion selon l'endroit, de manière générale l'accrétion se faisant à un rythme deux fois supérieur à l'érosion (voir figure 3.2). L'eau limoneuse du fleuve Rouge est en moyenne chargée de 990 grammes/m³ de sédiments (UNEP/WCMC, 1994), ce qui lui donne une couleur rougeâtre. La quantité de sédiments ainsi transportée est à la hausse depuis quelques années en raison de la déforestation, de la culture intensive et de l'érosion sévère à l'intérieur du bassin versant (UNEP/WCMC, 1994). Plusieurs îles se sont formées par accrétion à l'embouchure du fleuve Rouge, les principales étant *Con Ngan* et *Con Lu*. Ces fins dépôts de limon sont ensuite colonisés par la mangrove. L'amplitude maximale des marées est d'environ quatre mètres.

3.2. Climat

Le climat en est un de mousson tropicale considérablement influencé par le golfe du Tonkin. Les précipitations moyennes annuelles sont entre 1 600 et 1 800 millimètres, dont 85 % au cours de la saison des pluies d'avril à octobre. Les hivers sont frais et secs; les températures moyennes varient entre 16,3 et 20,9 degrés Celsius, et les minimums moyens sont entre 14,4 et 19,7 °C. Les étés sont chauds et très humides; les températures moyennes se situent entre 27 et 29 °C. Les vents dominants sont du nord et de l'est en hiver, et de l'est et sud-ouest en été (UNEP/WCMC, 1994).

Figure 3.2 : Évolution du littoral. La zone en jaune représente l'état de la côte en 2000.



Source : Adapté de Bùi Thị Diệp (2000)

3.3. Relation avec l'environnement naturel

La vie des paysans du delta du fleuve Rouge est depuis des siècles assujettie à la nature. Le relief et l'altitude de la région sont très faibles, et les catastrophes naturelles, principalement les inondations, y sont fréquentes : « *Lụt thì lụt cả làng* » (L'eau qui monte inonde tout le monde). D'une telle vulnérabilité est né un besoin d'entraide qui est à la base du caractère communautaire des villages vietnamiens. Et cet esprit communautaire est dominé par l'alliance des membres du village qui forme une collectivité de caractère autonome vis-à-vis les autres villages et le pouvoir central.

Le milieu où vivent ces communautés en est un de pays chaud avec beaucoup d'humidité et des plaines fertiles favorisant l'agriculture. L'économie agricole encourage la sédentarité des habitants par opposition à la vie pastorale pratiquée dans les prairies. Le caractère sédentaire des habitants du delta et leur dépendance envers la nature ont depuis des générations encouragé le respect de l'environnement et un désir de vivre en harmonie avec la nature (Thêm, 2001).

3.4. Protection contre les tempêtes

Les cyclones tropicaux peuvent causer des dommages considérables dans les zones côtières du Viêt-nam. Entre 1911 et 1965, la région du delta du fleuve Rouge a essuyé quarante typhons. Toutefois, la fréquence de ces phénomènes a augmenté ces dernières années, et c'est maintenant deux ou trois par année qui s'abattent sur les côtes de la région (UNEP/WCMC, 1994). Entre 1973 et 1992 dans la province de Nam Dinh, les typhons ont eu pour conséquence 990 personnes blessées, incluant des morts, et 43 millions de dollars US en dommages matériels (Tri *et al.*, 1998). Des changements dans l'intensité et la fréquence de ces phénomènes dus aux changements climatiques sont possibles, mais difficiles à prévoir (Lighthill *et al.*, 1994).

Dans le district de Giao Thuy, le plus grand nombre de typhons frappent la côte de septembre à octobre, durant les mois où les courants associés aux moussons changent de direction. Les zones habitées sont protégées de la force destructrice des vagues à la fois par des infrastructures physiques (un réseau de digues de protection) et des écosystèmes naturels (les forêts de mangrove). Les digues de protection ne sont toutefois pas à toute épreuve et requièrent un entretien régulier. L'entretien est organisé localement, et la contribution de chacun des adultes des districts côtiers est fixée à 10 jours de travail par année par un décret gouvernemental depuis deux décennies. Toutefois, depuis le milieu des années 1990, la décollectivisation et l'importante diminution des coopératives agricoles compromettent cette façon de fonctionner et augmentent la vulnérabilité (Turner *et al.*, 1999). La diminution de la barrière naturelle que constitue la mangrove contribue aussi à l'augmentation de la vulnérabilité et aux dommages causés aux digues par les vagues dont l'intensité n'est plus diminuée par les arbres halophiles. C'est d'ailleurs là un argument central en faveur des projets de reforestation de mangrove devant des infrastructures de protection existantes (Tri *et al.*, 1998). Les bénéfices directs (ressources forestières, halieutiques, apicoles) pour les communautés sont aussi des arguments appréciables. Tri *et al.* (1998) présentent une étude détaillée des coûts et bénéfices directs

et indirects de la réhabilitation de la mangrove pour les trois districts côtiers de Nam Dinh. Les auteurs confirment que cette activité est économiquement profitable.

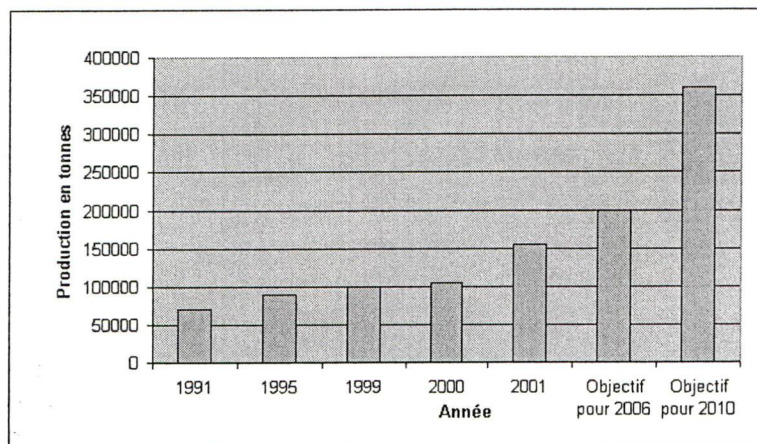
3.5. Les activités halieutiques et aquacoles

Au début des années '30, P. Gourou (1936, p.432) écrivait dans son ouvrage sur les paysans du Delta Tonkinois :

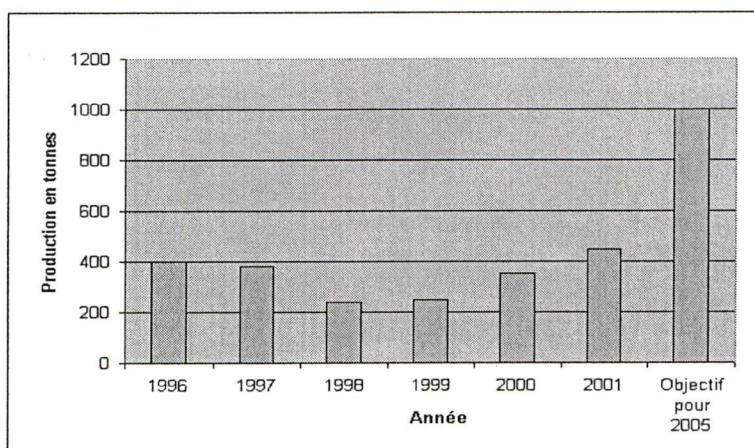
La pêche est au Tonkin une occupation universelle; tout paysan se double d'un pêcheur. Une bonne partie de la surface est en effet perpétuellement submergée, et le reste se transforme en une immense nappe d'eau quand les rizières sont inondées. D'autre part, le paysan, souvent sans occupation, est heureux de compléter son maigre repas par quelques poissons, crevettes ou coquillages. Le grand nombre de pêcheurs fait croire à une productivité considérable de la pêche, et chacun s'extasie sur la fécondité des eaux du Delta.

La pisciculture était aussi pratiquée à cette époque, à partir d'alevins recueillis en bordure du fleuve Rouge. La technique des habitants spécialisés dans la capture des alevins était décrite par Gourou comme émanant d'une « expérience séculaire qui laisse peu de place aux perfectionnements de la technique moderne » (Gourou, 1936, p.434). La pêche dans le delta du Tonkin est toujours une activité importante. Selon la chambre de statistiques du district de Giao Thuy, 4,3 % de la main-d'oeuvre du district est employée par le secteur des pêches, le troisième secteur en importance derrière l'agriculture et la sylviculture (72,6 %) et l'exploitation minière (14,3 %).

L'émergence de l'aquaculture comme nouvelle source de revenus a débuté en 1989 à Giao Thuy (Adger, 1999). Depuis, cette industrie a connu certaines réussites dans la restructuration de l'économie rurale, la création d'emplois, la réduction de la pauvreté et l'augmentation des revenus et l'approvisionnement de l'État en devises étrangères. Conséquemment, dans son programme national pour le développement de l'aquaculture, le ministère des Pêches vise l'augmentation de la production annuelle vietnamienne de crevettes tigrées (*Penaeus monodon*) à 360 000 tonnes d'ici l'an 2010 (voir figure 3.3). La valeur de cette production est estimée à 1,4 milliard de dollars US sur le marché international. La province de Nam Dinh est une des 22 provinces appelées à développer l'aquaculture industrielle pour atteindre les objectifs de production (MOF, 1999). En réponse à cet appel, le district de Giao Thuy a mis sur pied en 2000, un projet d'élevage industriel de crevettes tigrées, et souhaite atteindre une production annuelle de 1 000 tonnes d'ici 2005 (voir figure 3.4) (CPFS, 2000).

Figure 3.3 : Production de crevettes au Viêt-nam

Sources : Wade *et al.*, 2002; MOF, 1999

Figure 3.4 : Production de crevettes d'élevage dans le district de Giao Thuy

Sources* : SSND, 2001; DGT, 2001; CPFS, 2000

3.6. Organisation politique

Le Viêt-nam est doté d'un régime à parti unique (le parti communiste vietnamien) fondé sur le principe du « centralisme démocratique » et le rôle dirigeant du Parti sur l'État et la société. L'administration centrale est assurée par l'État, composé du gouvernement, de l'Assemblée Nationale et des tribunaux. Ce schéma est reproduit au niveau local dont l'administration est partagée entre trois échelons : la province, le district et la commune. Le pays compte 61 provinces, 569 districts et 10 300 communes, chacun disposant de son exécutif (comité populaire), de son assemblée (conseil populaire) et de son tribunal. Malgré la transition vers l'économie de marché

* : Étant donné certains écarts entre les différentes sources publiant ces données, elles sont fournies à titre indicatif seulement et ne doivent pas être considérées comme exactes.

initiiée dans les années 1980, le parti communiste et l'État conservent un certain contrôle sur le développement des différents secteurs de l'économie à travers les plans directeurs (*Master plans*) qui fixent des objectifs de production et de rendement.

3.7. Doi Moi : la transition vers l'économie de marché et ses effets sur l'aquaculture

À la fin des années 1970, le Viêt-nam se remettait de 30 années difficiles; la grande famine de 1945, la guerre de libération contre le gouvernement colonial français, les réformes agraires post indépendance, la lutte pour réunifier le pays et la guerre contre les Américains qui se terminait en 1975. L'économie était alors exceptionnellement dépendante de l'aide extérieure, en partie du fait de la guerre, mais aussi d'une population à prédominance agricole en déficit alimentaire, et d'un gouvernement qui ne possédait pas le capital, les ressources et les institutions pour soutenir une économie planifiée (OECD, 1999). Le caractère autonome des communautés (voir la section 3.3) et le laxisme du parti communiste ont ensuite favorisé l'initiative locale et les actions favorisant les intérêts communautaires plutôt que nationaux. Ces initiatives pouvaient prendre la forme de sociétés d'État violant les directives de planification en établissant des échanges directs avec des fournisseurs locaux pour répondre à leurs besoins. Le coût de ces violations n'était pas seulement économique; aussi néfaste fut le coût politique alors que la confiance envers le parti communiste vietnamien (PCV) et l'État s'érodait.

Les premiers signes réformistes apparaissent en 1979 avec plus de laxisme dans le contrôle de la production privée et la suspension des campagnes de socialisation du sud. Ces mesures et celles prises les années suivantes (i.e. en 1981 : le système du triple plan, 1982 : l'économie multicomposantes) constituaient des concessions temporaires de la part des idéologues du PCV dans le but de redresser la situation économique du pays. En 1985, avec un déficit budgétaire et un taux d'inflation alarmants, il devenait évident que les mesures prises n'atteignaient pas leurs objectifs. C'est en partie ce qui a mené à l'élaboration du programme *Doi Moi* (politique de renouveau) qui fut approuvé par le sixième congrès en 1986, mais est considéré comme timide et moins radical que ce que la Chine appliquait à ce moment. Les véritables changements sont survenus un peu plus tard : modifications au niveau de la régulation des prix, du rationnement de plusieurs produits et des règles visant l'investissement étranger en 1987. Puis, des changements qui ont sans doute eu le plus important impact sur l'aquaculture ont été adoptés en 1988 et 1989 : droits d'utilisation des terres pour une durée de quinze ans, et allègement des restrictions au commerce vers l'étranger. Ces

mesures réformistes et plusieurs autres prises au tournant de la décennie sont motivées par l'effondrement des régimes communistes du bloc de l'Est et la fin de l'assistance financière de la part du *Council for Mutual Economic Assistance* (CMEA); elles dépassent cette fois le rythme de transition chinoise et ressemblent même à l'orthodoxie pure du FMI. Les résultats économiques sont alors exceptionnels, le pays connaît un taux de croissance élevé et un taux d'inflation très faible, en partie grâce à l'importante main d'œuvre rurale qui est prête à travailler pour un salaire tout juste supérieur au seuil de subsistance (OECD, 1999). En 1993, la loi sur les terres qui est adoptée procure aux détenteurs d'un droit d'utilisation le pouvoir de transférer, louer, hériter et employer le droit d'utilisation comme garantie. Cependant, le droit de propriété privée n'est pas reconnu. Vers 1995, le déficit commercial est élevé; la restriction des importations diminuerait l'investissement étranger, et la solution jugée la plus efficace est l'accroissement et la diversification des exportations, ce qui est venu favoriser le développement de l'aquaculture. Les produits de la pêche occupent aujourd'hui le troisième rang des exportations au Viêt-nam avec 12,2 % des exportations totales, précédés par le pétrole (19,5 %) et le textile (16,4 %) (MAÉF, 2002).

4. Données

Les données utilisées sont de nature diverse. Elles comprennent à la fois des données issues de la télédétection, des données conventionnelles et des mesures de terrain. Les données statistiques ont été recueillies auprès de la chambre des statistiques de la commune de Giao Thuy, du service des statistiques de la province de Nam Dinh et du bureau général des statistiques du Département de l'Agriculture, des Forêts et des Pêches du Vietnam. Elles comprennent des renseignements au sujet des populations, de la production alimentaire, de la production industrielle, des investissements, de l'épargne et du crédit, de l'éducation et de la santé. Les entrevues réalisées auprès d'aquaculteurs du district ont été effectuées suivant un questionnaire préétabli (voir Annexe 4). Huit répondants pratiquant la culture des crevettes ont été sélectionnés par le personnel de la Réserve Naturelle Xuan Thuy selon un critère visant à retenir à la fois des aquaculteurs qui ont connu un grand succès dans cette activité, et ceux qui ont connu plus de difficultés. Quatre répondants pratiquant la culture des huîtres ont aussi été rencontrés.

Données satellitaires

- Image ETM+ de Landsat 7 du 16 novembre 2001
- Image TM de Landsat 5 du 1^{er} décembre 1992
- Image TM de Landsat 5 du 30 octobre 1986

Données topographiques

- Cartes topographiques à l'échelle 1 :25 000 de 1995
- Carte topographique à l'échelle 1 :50 000 de 1987
- Cartes topographiques à l'échelle 1 :10 000 de 1978

Données d'utilisation du sol

- Carte numérique d'utilisation du sol à l'échelle 1 :25 000 de 2001

Données concernant les sols

- Carte des sols (types, texture, salinité), à l'échelle 1 : 50 000 (approximatif), année de production : 1960 (approximatif)

Données concernant l'eau

- Tables des marées du port de Hai Phong, tirées du logiciel *Tide clock ware* 2.31 et de la table distribuée par le Centre d'Études sur l'Environnement et les Ressources Naturelles de Hanoi (CRES)

Autres données

- Coordonnées GPS des emplacements des plantations de mangroves effectuées à Giao Thuy par la Croix-Rouge danoise en 2001
- Données statistiques du district de Giao Thuy
- Photographies de l'occupation du sol prises dans la zone côtière du district de Giao Thuy avec coordonnées GPS
- Résultats d'entrevues réalisées auprès de 12 aquaculteurs du district de Giao Thuy

5. Méthodologie de l'analyse diachronique

5.1. Mise en contexte

La détection des changements est le processus par lequel on identifie des différences dans l'état d'un objet ou phénomène en l'observant à différentes dates. C'est l'une des principales applications de la télédétection satellitale étant donné la couverture répétitive offerte et la constance dans la qualité des images (Singh, 1989). L'application de la télédétection à une étude sur la détection des changements est basée sur l'hypothèse selon laquelle un changement dans l'occupation du sol doit se traduire par un changement dans la luminance énergétique mesurée par le capteur, et les variations dans les valeurs de luminance énergétique dues au changement dans l'occupation sont nettement supérieures aux variations dues à d'autres facteurs. Ces autres facteurs incluent les variations inter images dans les conditions atmosphériques, angles solaires et humidité du sol (Jensen, 1983). L'approche de détection des changements est caractérisée par la procédure de transformation des données et la technique utilisée pour identifier les zones ayant subi un changement. La plupart des techniques utilisées requièrent une correction géométrique précise des deux images et la sélection de seuils limites adéquats afin de séparer les endroits où l'on considère qu'il y a eu changement de ceux où il n'y a pas eu changement (Singh, 1989).

5.2. Considérations concernant le choix des images

Un projet de détection des changements utilisant la télédétection requiert de porter une attention particulière au choix du ou des capteurs ainsi qu'aux caractéristiques de l'environnement au moment de l'acquisition.

5.2.1. Choix du ou des capteurs

Il est préférable que les scènes utilisées pour un projet de détection des changements aient été acquises par des capteurs aux caractéristiques temporelles, spatiales, spectrales et radiométriques similaires.

Les caractéristiques temporelles comportent deux variables : l'heure et la date à laquelle la scène est acquise. En conservant ces valeurs rapprochées entre les scènes, les différences d'angles solaires (diurne et saisonnier) et de stades phénologiques des végétaux sont moindres et leurs effets sur les valeurs de luminance énergétique mesurées sont sensiblement les mêmes.

La tache élémentaire au sol ou résolution spatiale du capteur est une caractéristique qui doit convenir à l'échelle à laquelle les phénomènes physiques et biologiques visés par l'étude prennent place (Lunetta et Elvidge, 1999). Aussi, afin d'appliquer un repérage sur les scènes, leurs résolutions spatiales respectives doivent correspondre. Dans le cas contraire, elles devront être ramenées à une valeur commune par rééchantillonnage. La position angulaire du satellite par rapport au terrain d'étude doit aussi être similaire entre les scènes afin d'éviter des différences de facteurs de réflexion qui ne seraient pas reliées à des changements au sol.

Les différents types de capteurs mesurent le rayonnement électromagnétique dans certaines parties du spectre. Chaque bande du capteur mesure l'énergie reçue à l'intérieur d'un intervalle de longueurs d'onde, c'est ce qui détermine la résolution spectrale du capteur. Dans le cas d'une étude de détection des changements menée à partir de capteurs multiples, les bandes sélectionnées devront correspondre en terme d'intervalle de longueurs d'onde.

Bien que la plupart des systèmes de télédétection satellitale utilisent aujourd'hui une résolution radiométrique de 8 bits, certains systèmes tel le capteur MSS de Landsat utilisent d'autres formats. Les images doivent être en mémoire dans le même format afin d'être utilisées dans un projet de détection des changements (Jensen, 1996).

5.2.2. Caractéristiques de l'environnement

Les conditions environnementales présentes lors de l'acquisition des scènes utilisées sont des facteurs dont il est important de tenir compte dans une étude de détection des changements. Les conditions atmosphériques et d'humidité du sol, de même que les cycles phénologiques et de marées sont des variables susceptibles d'occasionner des erreurs d'identification de changements et doivent donc autant que possible être conservés constants entre les scènes. Les conditions atmosphériques concernent la présence de nuages et la composition de l'atmosphère qui peut varier d'une image à une autre mais aussi à l'intérieur d'une image (Bonn et Rochon, 1992). Les cycles des marées varient selon la position du soleil et de la lune de façon journalière. La sélection d'images prises près d'une même date anniversaire ne suffit donc pas pour conserver les hauteurs de marées constantes; il faut consulter une table des marées afin de s'assurer que ces valeurs ne sont pas trop différentes et pour éviter de sélectionner les marées hautes qui couvrent une partie de l'information sur l'estran.

5.3. Images choisies, caractéristiques et sources

Les scènes choisies pour la présente étude proviennent du programme Landsat (*Path 126, Row 46*). Deux d'entre elles provenant du capteur TM de Landsat 5 pour les années 1986 et 1992, et une du capteur ETM+ de Landsat 7 pour l'année 2001. Les dates sont respectivement le 30 octobre, le 1^{er} décembre et le 16 novembre, suffisamment rapprochées pour présenter des caractéristiques d'illumination et de stades phénologiques semblables. Les satellites Landsat 5 et 7 sont sur la même orbite et passent au-dessus de l'équateur à 15 minutes d'intervalle, l'acquisition des scènes se fait donc sensiblement à la même heure de la journée, vers 10 h 30 heure locale dans le cas de la zone d'étude. Le choix d'images provenant de capteurs aux caractéristiques temporelles, spatiales, spectrales et radiométriques similaires favorise le succès de l'étude de détection des changements.

Les trois images ne présentent aucun nuage au-dessus de la zone d'étude ainsi qu'une très faible couverture nuageuse sur le reste des scènes. Les valeurs de marées au moment de l'acquisition des images sont relativement élevées mais constantes. Les hauteurs sont de 2,4 m lors du passage du satellite pour l'année 1986, de 3 m pour l'année 1992 et de 2,1 m pour l'année 2001 (au port de Hai Phong). Les plus hautes marées atteignent 4 mètres dans la zone d'étude. Les conditions présentes dans cette série d'images sont considérées très satisfaisantes étant donné la faible disponibilité des images pour cette zone. L'image de l'année 1986 nous a été fournie par la station de réception chinoise de l'Académie des Sciences de Pékin. Les images des années 1992 et 2001 ont été fournies par le centre d'information sur la forêt dense équatoriale de l'Université de l'État du Michigan.

5.4. Les prétraitements requis

Les méthodes préclassificatoires nécessitent une correction géométrique précise, une correction radiométrique des effets atmosphériques, de l'étalonnage et des conditions d'illumination, le choix d'un algorithme de détection des changements et la sélection de seuils frontières qui serviront à déterminer si il y a eu changement pour un pixel donné. Quelle que soit la méthode choisie, une grande importance doit être accordée à l'élaboration du système de classement des types de couverture du sol.

5.4.1. La correction géométrique

Les images doivent être présentées selon une projection cartographique, avoir les mêmes dimensions, et les pixels doivent se superposer de façon précise. La correction géométrique apportée aux images pour atteindre ces objectifs doit être effectuée de façon à ce que l'erreur quadratique moyenne soit inférieure à 0,5 pixel (Jensen, 1996; Lunetta et Elvidge, 1999).

5.4.2. Les corrections radiométriques

Les variations dans les conditions d'illumination solaire, dans la diffusion et l'absorption atmosphérique et dans les coefficients d'étalonnage des différents capteurs se traduisent par des variations dans les quantités de luminance énergétique mesurées qui ne sont pas reliées à des changements au sol. Les images doivent donc être corrigées afin de réduire ces différences dommageables à l'étude de détection des changements. Ces corrections peuvent être regroupées en trois catégories : étalonnage et filtrage préliminaires, transformation des mesures de luminance en mesures de réflectance apparente et élimination des effets atmosphériques.

A. Étalonnage et filtrage préliminaire

Cette correction permet de retrouver les valeurs de luminance lues par le balayeur à partir des valeurs de niveaux de gris transmises par le satellite. Dans le cas des capteurs TM et ETM+, la luminance de chaque pixel est obtenue en appliquant la formule suivante (NASA, 2003; USGS, 2003) :

$$L_{\lambda} = \frac{LMAX_{\lambda} - LMIN_{\lambda}}{QCALMAX - QCALMIN} \cdot (QCAL - QCALMIN) + LMIN_{\lambda} \quad (1)$$

Où :

L_{λ} = Luminance lue par le balayeur (en watts/(m²*stéradian* μ m))

$LMAX_{\lambda}$ = Valeur de luminance correspondant à QCALMAX (en watts/(m²*stéradian* μ m))

$LMIN_{\lambda}$ = Valeur de luminance correspondant à QCALMIN (en watts/(m²*stéradian* μ m))

QCALMAX = Valeur maximale du pixel calibré (en niveaux de gris)

QCALMIN = Valeur minimale du pixel calibré (en niveaux de gris)

QCAL = Valeur en niveaux de gris du pixel traité

B. Transformation des mesures de luminance en mesures de réflectance apparente

Dans le cas d'une étude de détection des changements, cette correction permet d'éliminer les effets de variations dans les angles d'illumination solaire. Les valeurs de réflectance apparente sont obtenues en appliquant la formule suivante :

$$\rho_p = \frac{\pi \cdot L_\lambda \cdot d^2}{ESUN_\lambda \cdot \cos \theta_s} \quad (2)$$

Où :

ρ_p = Réflectance (sans unité)

L_λ = Luminance mesurée par le balayeur (en watts/(m²*stéradian* μ m))

d = Distance terre – soleil (en unités astronomiques)

$ESUN_\lambda$ = Éclairement énergétique exoatmosphérique moyen (en watts/(m²* μ m))

θ_s = Angle solaire zénithal (en degrés)

C. Élimination des effets atmosphériques

La diffusion et l'absorption d'énergie par l'atmosphère nécessitent l'application d'une méthode de correction afin d'atténuer les variations dans les différences d'effets entre les images causées par ces phénomènes qui varient selon la composition de l'atmosphère. Le choix de la méthode doit prendre en considération la nature de l'objectif à atteindre, le type de données de télédétection disponible, l'information sur la composition de l'atmosphère disponible et le niveau d'exactitude de l'information désirée (Jensen, 1996). Deux approches sont envisageables : la correction absolue et la correction relative. La correction absolue nécessite de l'information relative à la composition de l'atmosphère (vapeur d'eau, aérosols et composition moléculaire). Cette information peut être difficile à obtenir dans le cas d'images qui datent de plusieurs années. La correction relative multidates permet d'ajuster une image de façon à faire correspondre ses caractéristiques radiométriques à une image de référence choisie en compensant les différences de calibration radiométrique, d'effets atmosphériques et d'illumination de manière relative. Cette normalisation des images réduit les variations entre les niveaux de gris dues à des facteurs qui ne sont pas liés à des changements au sol de façon à ce que les variations de niveaux de gris corrigés puissent être attribuées à de véritables changements au sol entre deux dates.

Plusieurs techniques de normalisation radiométrique relative ont été développées (voir Jensen, 1996; Yuan et Elvidge, 1996). La méthode empirique développée par Schott *et al.* (1988) utilise des cibles pseudo invariantes pour évaluer les différences radiométriques entre les scènes qui sont dues à des

facteurs autres qu'à un changement au sol. Cette méthode a été retenue étant donné la présence de cibles convenables sur les scènes et le dynamisme des changements d'occupation du sol qui ne convient pas à certaines techniques qui ont recours à des méthodes statistiques, par exemple celle développée par Elvidge *et al.* (1995) (Mas, 1998).

5.5. Les algorithmes de détection des changements

Tel que mentionné à la section 2.1, l'information relative à la classe d'occupation du sol qui était présente avant le changement et celle qui est venue la remplacer est importante pour l'atteinte des objectifs de la présente étude. L'obtention de cette information ne peut se faire qu'à travers la classification des images (Jensen, 1996; Mas, 1999). La méthode d'analyse par vecteur de changement développée par Malila (1980) permet de caractériser la nature du changement sans toutefois identifier de façon exacte les occupations impliquées. Une méthode postclassificatoire peut induire un fort taux d'erreur dans la détection des changements dû aux erreurs de classification aux différentes dates.

Afin de réduire les erreurs au niveau de l'identification des changements, une méthode utilisant un masque binaire de changement a été suggérée par Pilon *et al.* (1988). Cette méthode, jugée très efficace par Jensen (1996), implique l'application d'une fonction algébrique aux images des deux dates pour produire une nouvelle image contenant de l'information sur les différences entre l'image de la date 1 et celle de la date 2. La fonction algébrique peut être par exemple un rapport de bandes, une soustraction de bandes ou une analyse en composantes principales. L'analyste détermine ensuite les seuils frontières qui serviront à séparer les pixels qui ont changé de ceux où la différence spectrale n'est pas suffisamment élevée pour que l'on considère qu'il y a eu changement à cet endroit. Un traitement pixel par pixel est appliqué à l'image résultante et la valeur du pixel est comparée aux limites définies par les seuils frontières. Si la valeur du pixel se trouve à l'extérieur des limites fixées par les seuils, on assume qu'un changement a eu lieu, sinon on assume le contraire. Un masque binaire est créé pour identifier les endroits où il y a eu changement avec la valeur 1 et ceux où il n'y a pas eu de changement avec la valeur 0. L'image de la date 1 est alors classifiée, et le masque binaire est appliqué à la date 2 de façon à ne classifier que les pixels ayant changé (ceux dont la coordonnée dans le masque binaire correspond à 1). La détermination des seuils est une étape critique de ce processus et le résultat est grandement dépendant de la qualité du masque de changement.

5.6. Les seuils frontières

À l'exception des méthodes postclassificatoires, les algorithmes de détection des changements impliquent une transformation (soustraction d'images, rapport de bandes, analyse en composantes principales, etc.) des bandes spectrales en une nouvelle image rehaussée qui met en évidence les changements dans l'occupation du sol. Dans le cas de la soustraction d'images, les bandes spectrales (ou autres données transformées, comme les indices de végétation ou la transformation *tasseled cap*) des différentes dates sont soustraites les unes des autres, pixel par pixel. Dans cette image résultante, on retrouve les pixels qui ont changé aux deux extrémités de l'histogramme, alors que les pixels qui ne démontrent que peu de changement se retrouvent près de la moyenne. Des valeurs seuil doivent être utilisées pour séparer les pixels qui ont changé de ceux qui n'ont pas changé. Ces valeurs peuvent être déterminées à partir de la moyenne et de l'écart-type ou interactivement jusqu'à ce qu'on arrive à des valeurs optimales (Fung et LeDrew, 1988).

5.7. Approche employée

La méthode choisie pour la présente étude utilise la combinaison de l'analyse postclassificatoire et du masque binaire de changement tel que proposé par Pilon *et al.* (1988). Afin de l'adapter au dynamisme et à la nature diverse des changements sur le site d'étude, une approche différente a été adoptée par rapport à l'application du masque qui vise à éliminer les erreurs de commission qui sont les plus nombreuses avec cette méthode (Mas, 1998). Les images des dates 1 et 2 sont d'abord classifiées, puis une validation des changements est effectuée sur les pixels dont la classe diffère entre les deux dates. Cette procédure permet de connaître la nature des classes impliquées dans le changement et de sélectionner un rehaussement qui est en mesure de bien mettre en évidence la présence de changement pour les différents types d'occupation du sol et déterminer s'il y a vraiment eu changement (voir figure 5.1).

5.8. Traitements effectués sur les images

Les logiciels utilisés pour le traitement des images sont ENVI 3.5 et IDL 5.5 développés par Research Systems inc.

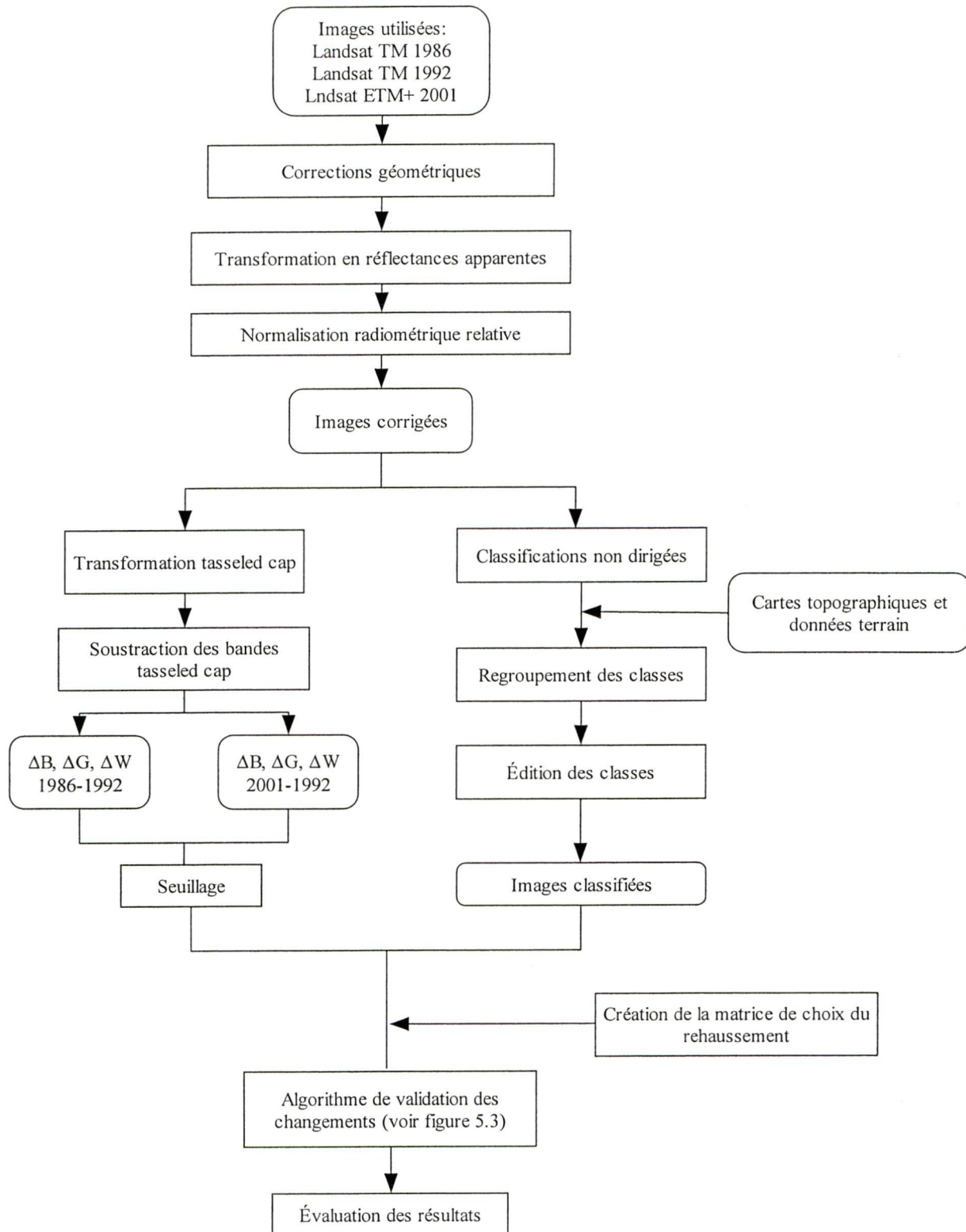
5.8.1. Corrections géométriques

Un géoréférencement précis des images est nécessaire pour la plupart des méthodes de détection des changements (Singh, 1989). L'étalonnage effectué lors du prétraitement automatique de l'image ETM+ de 2001 a été vérifié à partir de 10 points de contrôle répartis sur toute l'image et s'est avéré exact avec une erreur résiduelle moyenne inférieure à la grandeur d'un pixel (30 mètres). Une correction image à image de la scène de 1992 a ensuite été effectuée en utilisant l'image de 2001 comme image de référence. Dix points de contrôle ont été sélectionnés avec une erreur moyenne résiduelle de 0,178 pixel. Le même processus a été appliqué à l'image de 1986 en conservant l'image de 2001 comme image de référence. Neuf points de contrôle ont été utilisés avec une erreur moyenne résiduelle de 0,246 pixel. Les corrections ont été déterminées à partir d'une fonction polynomiale de premier degré pour l'image de 1986 et de deuxième degré pour l'image de 1992. La méthode du plus proche voisin (*Nearest neighbor*) a été utilisée pour le rééchantillonnage des images.

5.8.2. Corrections radiométriques

Les données des trois images ont été transformées en luminances puis en réflectances apparentes selon la procédure décrite à la section 5.4.2. Les valeurs de réflectances apparentes ont été multipliées par un facteur de 350 afin d'échelonner les valeurs entre 0 et 255. Les intervalles de luminance spectrale, les valeurs de radiation solaire et les distances terre-soleil en fonction du temps ont été tirées du manuel de l'utilisateur de données scientifiques de Landsat 7 (NASA, 2003) pour le capteur ETM+, et de la procédure de calibration de Landsat 5 pour le capteur TM (USGS, 2003). Les gains et angles solaires zénithaux ont été tirés des fichiers entête des images fournis par les distributeurs. Ces transformations ont été apportées aux images à partir d'un programme écrit en langage IDL 5.5.

Figure 5.1 : Organigramme méthodologique de la détection des changements



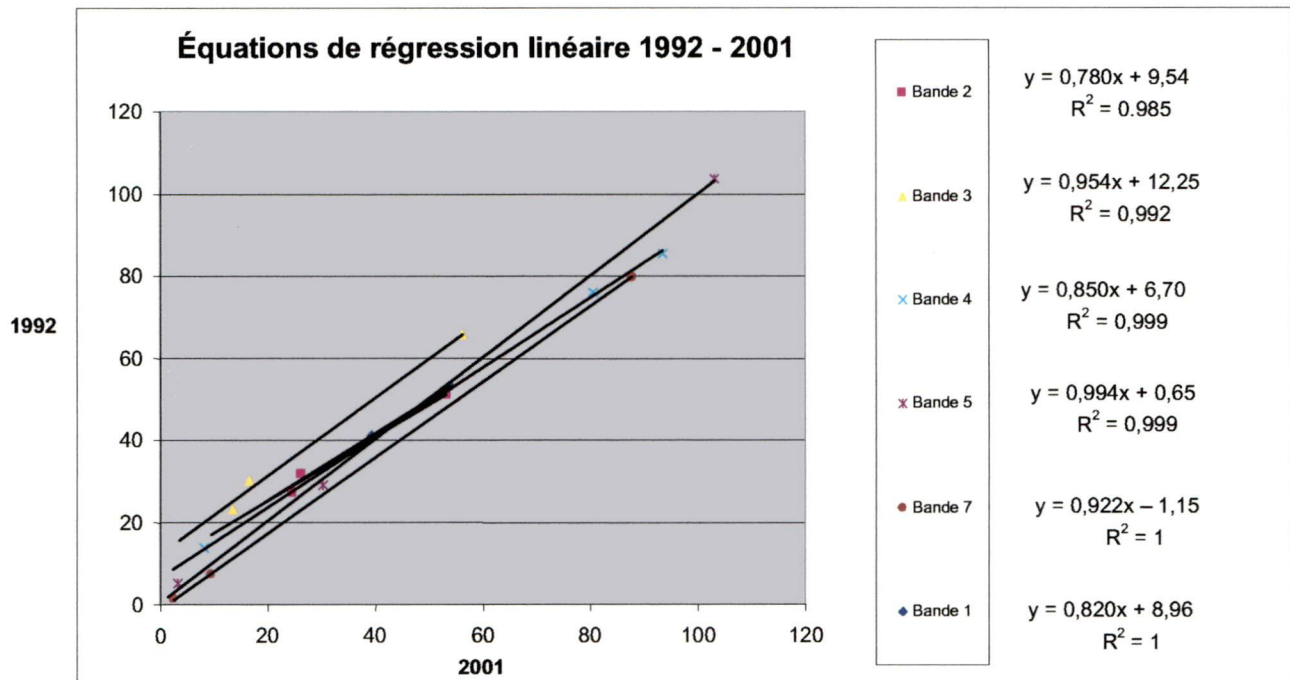
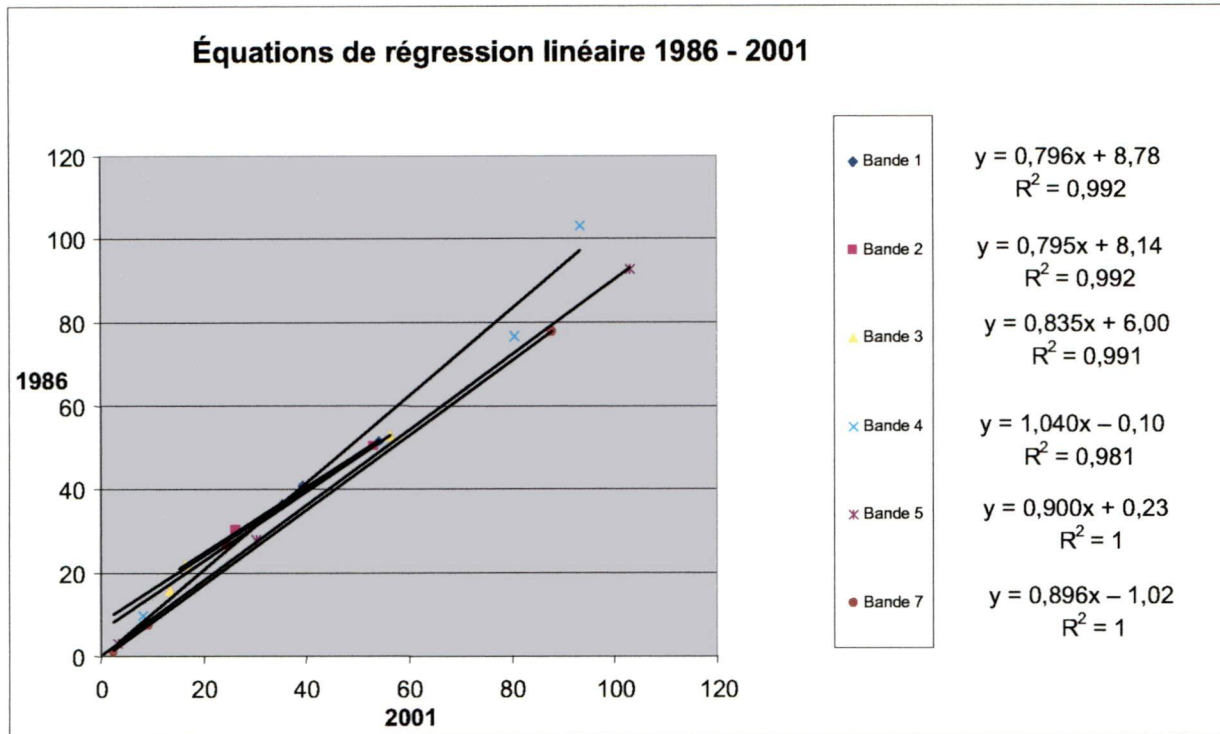
Tel que mentionné à la section 5.4.2.C, afin de diminuer les différences inter images causées par les effets atmosphériques, une normalisation radiométrique relative a été apportée aux images de 1986

et 1992; l'image de 2001 a été choisie comme image de référence. La méthode décrite dans Schott *et al.* (1988) permet de développer des équations de régression entre les valeurs de niveaux de gris de cibles de normalisation radiométrique présentes dans une image de référence et la scène à normaliser. Les cibles pseudo invariantes utilisées sont présumées être des surfaces de réflexion constantes, donc tout changement dans les valeurs de niveau de gris est attribué aux différences de conditions atmosphériques, de calibration des capteurs ou de géométrie d'acquisition. Une fois ces différences éliminées, les changements dans les valeurs de niveaux de gris peuvent être associés à des changements dans l'occupation du sol (ASPRS, 1999). Les critères de sélection des cibles de normalisation radiométrique sont ceux établis par Eckhardt et Verdin (1990) :

- Les cibles doivent être approximativement à la même altitude.
- Pour éviter des différences de luminance dues à un stress environnemental ou des variations dans le stade phénologique, les cibles ne peuvent contenir qu'une quantité minimale de végétation.
- Les cibles doivent se trouver dans un environnement relativement plat.
- L'environnement des cibles ne doit pas afficher de différences dans les motifs lorsque visualisées à l'écran.

Les cibles sélectionnées sont composées de pixels d'eau du golfe du Tonkin (20°50'N, 106°39'E), d'une piste d'atterrissage à proximité de la ville de Hai Phong (20°21'N, 106°45'E) et de mangrove située dans la réserve de Xuan Thuy (20°15'N, 106°35'E). Toutes les cibles se trouvent sensiblement à la même altitude et dans un environnement à relief faible. La mangrove a été retenue comme cible de normalisation puisque nous estimons qu'étant donné que les images ont été acquises à des dates approchées, les différences de réponse spectrale dues aux différences de stades phénologiques sont minimales. Aussi, la mangrove se trouvant dans une réserve naturelle protégée et difficile d'accès, le stress environnemental est jugé très faible. Le calcul des équations de régression linéaire a été effectué à partir de la moyenne des points sélectionnés pour chacune des catégories de cibles. Le tableau de l'annexe 5 indique le nombre de pixels utilisés pour chaque cible et les valeurs de réflectance moyennes de même que l'écart-type pour chaque bande. Les équations de régression linéaire ont été calculées avec le logiciel Excel et appliquées aux images avec le logiciel IDL 5.5 (voir figure 5.2). Tous les calculs concernant la correction radiométrique ont été effectués en format 32 bits et les résultats arrondis à 8 bits.

Figure 5.2 : Équations de régression linéaire



5.9. Méthode de détection des changements

5.9.1. Méthode de classification

Les classifications non dirigées des images ont été effectuées à partir de la méthode IsoData du logiciel ENVI. Le nombre d'itérations a été fixé à 10 et le nombre de classes à 15 pour l'image de 1986 et à 20 pour les images de 1992 et 2001. En utilisant les cartes disponibles et en se basant sur notre connaissance du site d'étude, les classes ont ensuite été regroupées pour former les 10 classes utilisées dans l'étude.

5.9.2. Choix des classes et méthode d'appariement

La détection des changements à partir d'images de télédétection peut identifier les changements d'un type d'occupation vers un autre, mais aussi ceux qui prennent place à l'intérieur d'une classe donnée. Par exemple, un taux de couverture forestière passant de 80 % à 50 % est identifiable par la télédétection multispectrale et peut être considéré comme un changement qui serait dans ce cas intra classe et qui fournit une indication relative à une modification de la qualité de l'habitat (Lunetta et Elvidge, 1999). Les classes sélectionnées permettent de catégoriser l'état de la mangrove selon trois groupes qui sont spectralement distinguables : mangrove adulte, mangrove jeune ou endommagée, et mangrove incluse dans un bassin d'aquaculture. Les autres classes retenues pour l'étude sont le casuarina, le sable, le sol nu sec, le sol nu humide, l'eau, l'aquaculture, et le jute (voir tableau 5.1). Le choix a été fait d'après les cartes d'utilisation du sol disponibles et la connaissance du terrain acquise lors des visites sur place. Les quinze à vingt bandes résultantes pour chacune des trois classifications non dirigées ont été regroupées pour former dix classes par image. Le choix des classes à regrouper est basé sur les caractéristiques *tasseled cap* calculées pour l'ensemble des pixels de chaque classe. Les classes présentant des caractéristiques similaires d'humidité, de brillance et de couverture végétale ont été réunies. Cette méthode nous a permis d'assurer une plus grande cohérence dans la correspondance des classes entre les différentes dates qui était rendue difficile par le dynamisme des changements dans la zone d'étude.

Tableau 5.1 : Détail du contenu des classes

Classe	Contenu
Mangrove	Les arbres constituant une forêt adulte à forte densité.
Casuarina	Arbre à croissance rapide et à bois très dur, peut atteindre de 6 à 35 m. Se développe près des eaux salées. Peut croître dans des sols appauvris grâce à sa capacité à fixer l'azote de l'atmosphère.
Sable	Sol perméable et de forte brillance.
Sol nu sec	Sol qui n'est pas ou très peu recouvert de végétation.
Sol nu humide	Sol émergé lors des marées basses, très peu recouvert de végétation. Comprend aussi les murets formés d'argile qui bordent les bassins d'aquaculture.
Mangrove jeune ou endommagée	Les arbres qui sont en développement, généralement retrouvés en bordure des forêts adultes. Comprend aussi les arbres à faible densité de peuplement, possiblement soumis à un stress d'origine anthropique.
Eau	Eau libre du golfe du Tonkin.
Aquaculture	Eau contenue dans les bassins d'aquaculture.
Mangrove et aquaculture	Comprend un mélange d'eau à l'intérieur des bassins d'aquaculture et d'une certaine quantité de mangrove qui a été conservée lors de la construction du bassin.
Jute	Plante herbacée, cultivée pour ses tiges constituées de fibres textiles longues et soyeuses.

5.9.3. Travail d'édition des classifications

Pour chacune des classifications, la différenciation entre l'eau des bassins d'aquaculture et l'eau de mer a présenté des difficultés. Le cas de la classification de l'image de l'année 1992 est celui où la différence spectrale entre les deux classes était pratiquement nulle dans toutes les bandes. Ceci contraste avec le cas de l'image de 2001 où on remarque une très nette différence et où la classification a bien su séparer les deux occupations du sol. Ce phénomène pourrait s'expliquer par le contenu variable des bassins en matières organiques. Celui-ci varie en fonction de la charge des bassins en nourriture, en stock de crevettes et en matières résiduelles. L'intensité de l'exploitation, la méthode et le type d'alimentation, de même que la période de temps écoulée depuis le dernier échange d'eau et depuis le dernier nettoyage des bassins influence directement la quantité de matière organique en suspension dans les bassins.

D'après les entrevues réalisées auprès des propriétaires de bassins, l'eau de ceux-ci est échangée au moyen d'une porte donnant sur un réseau de canaux reliés au golfe du Tonkin. Cet échange d'eau est synchronisé avec les marées et effectué une quinzaine de fois par mois. L'efficacité de l'échange dépend de l'amplitude de la marée. En plus de mélanger l'eau du bassin avec l'eau de mer, un nettoyage complet est nécessaire deux fois par année. Cette opération consiste à vider le bassin et à

retirer les dépôts accumulés au fond composés de nourriture non consommée et de déchets produits par les crevettes. L'exploitation plus intensive en 2001 qu'en 1992 pourrait aussi avoir affecté les résultats de la classification puisqu'une quantité plus élevée de crevettes et de nourriture dans le bassin aurait comme conséquence d'augmenter la différence de réponse spectrale entre les deux milieux et ainsi de faciliter la séparabilité des deux classes.

Afin de corriger les erreurs de classification (qui étaient en nombre important dans le cas de l'année 1992), les pixels mal classifiés ont été identifiés à l'écran à l'aide d'un masque. Dans le cas des confusions entre les pixels d'aquaculture et d'eau de mer, la bande *wetness* de la transformation *tasseled cap* a été utilisée pour mettre en évidence les murets de terre entourant les bassins permettant de localiser avec précision l'emplacement de ceux-ci. Une fois les masques créés, les classifications ont été modifiées à partir d'un programme écrit en langage IDL 5.5. Certaines erreurs dans la classification du casuarina ont aussi été corrigées en utilisant la même méthode.

5.9.4. Choix du type de rehaussement et algorithme

Plusieurs fonctions algébriques ont été appliquées aux images pour déterminer laquelle était la plus apte à mettre en évidence les changements dans l'occupation du sol sur le site d'étude : la soustraction de bandes 3 et 4, le rapport de bandes 3 et 4, la différence d'indice de végétation NDVI, la différence de deuxième et troisième composantes principales, la transformation en composantes principales des 12 bandes (bandes 1 à 5 et 7 des dates 1 et 2 fusionnées) et la différence de bandes *brightness*, *greenness* et *wetness* générées par la transformation *tasseled cap*. Sur la base de la revue de littérature et des essais effectués, la différence de bandes *tasseled cap* semble être le meilleur indicateur de changement pour la zone d'étude. Les coefficients utilisés pour la transformation *tasseled cap* sont ceux publiés par Crist (1985) pour les images TM en valeurs de réflectance, et par Huang *et al.* (2002) pour les images ETM+ aussi en valeurs de réflectance (voir tableaux 5.2 et 5.3).

Tableau 5.2 : Coefficients *tasseled cap* pour Landsat 5 TM en valeurs de réflectance (tiré de Crist, 1985)

	Bande 1	Bande 2	Bande 3	Bande 4	Bande 5	Bande 7
<i>Brightness</i>	0,2043	0,4158	0,5524	0,5741	0,3124	0,2303
<i>Greenness</i>	-0,1603	-0,2819	-0,4934	0,7940	-0,0002	-0,1446
<i>Wetness</i>	0,0315	0,2021	0,3102	0,1594	-0,6806	-0,6109

Tableau 5.3 : Coefficients *tasseled cap* pour Landsat 7 ETM+ en valeurs de réflectance (tiré de Huang *et al.*, 2002)

	Bande 1	Bande 2	Bande 3	Bande 4	Bande 5	Bande 7
<i>Brightness</i>	0,3561	0,3972	0,3904	0,6966	0,2286	0,1596
<i>Greenness</i>	-0,3344	-0,3544	-0,4556	0,6966	-0,0242	-0,2630
<i>Wetness</i>	0,2626	0,2141	0,0926	0,0656	-0,7629	-0,5388

Ces transformations ont été effectuées avec le module de programmation IDL de ENVI car la fonction automatique de ENVI ne traite que les images en valeurs de niveaux de gris. On obtient trois canaux pour chaque paire d'images :

$$\Delta B = B_{ij}(t_1) - B_{ik}(t_2)$$

$$\Delta G = G_{ij}(t_1) - G_{ik}(t_2)$$

$$\Delta W = W_{ij}(t_1) - W_{ik}(t_2)$$

Où :

B : Valeur du pixel dans le canal *Brightness*

G : Valeur du pixel dans le canal *Greenness*

W : Valeur du pixel dans le canal *Wetness*

i et j : coordonnées du pixel (ligne, colonne)

t₁ : première date

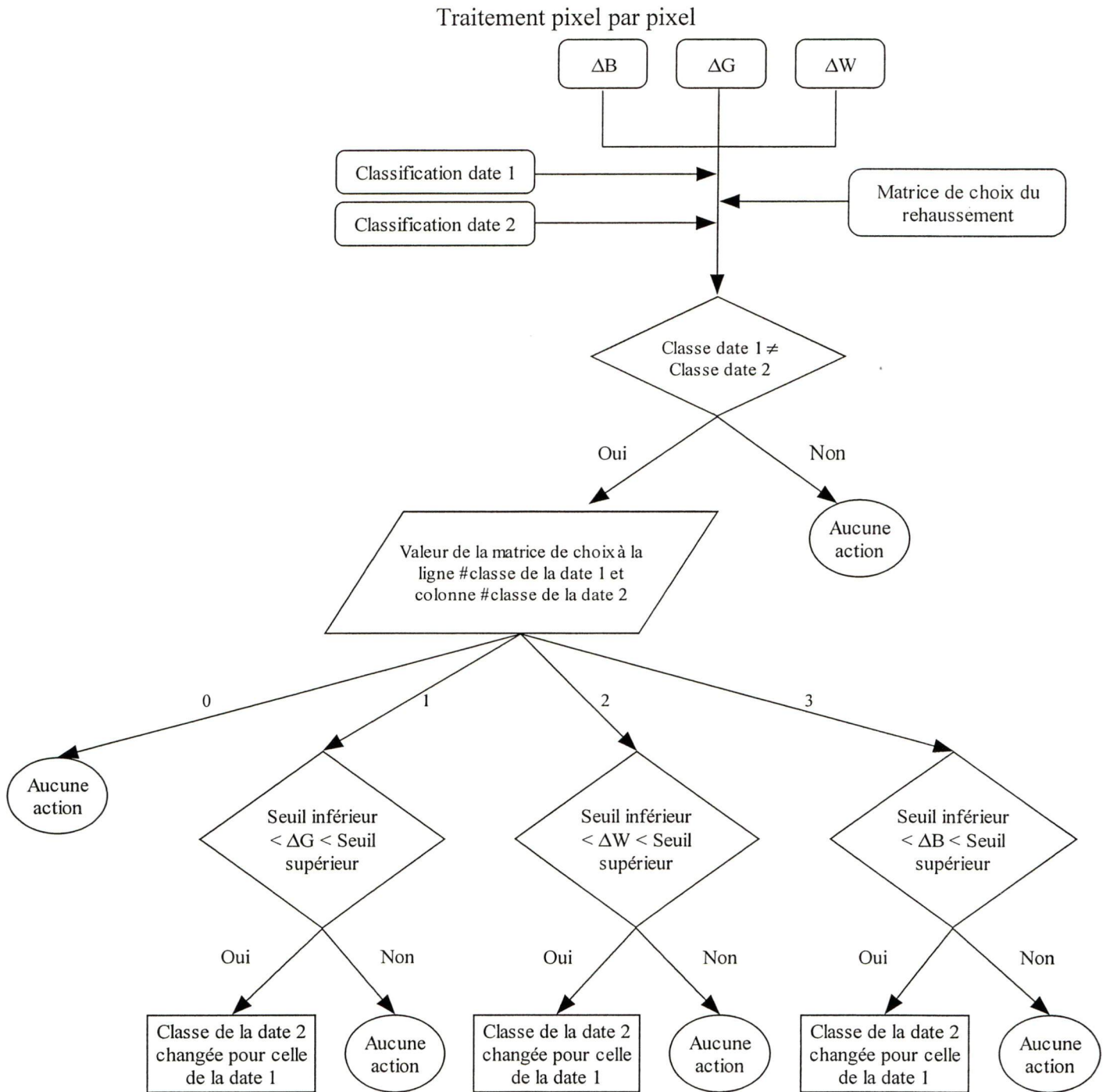
t₂ : deuxième date

Fung (1990) et Coppin et Bauer (1994) ont trouvé que la différence de bandes *tasseled cap* (ΔB , ΔG , ΔW) entre deux dates est un bon indicateur des changements dans le couvert forestier, dans l'humidité du sol et dans la luminance du sol. Fung (1990) et Cohen et Fiorella (1998) notent toutefois qu'aucune des images créées à partir des fonctions algébriques n'est en mesure de détecter tous les types de changements à elle seule. La complexité des changements sur le site d'étude nous a amenés à tenter de trouver une solution à ce problème. Jensen *et al.* (1993) ont utilisé une combinaison de différences de bandes 3 et 5 pour la création d'un masque de changement dans le cadre d'une étude de détection des changements aux États-Unis. En utilisant un SIG, le masque fut créé à partir des différences sur la bande 3 près de la zone intertidale et des différences sur la bande 5 pour les autres zones. Cela correspond à la sélection d'un rehaussement adapté au type de milieu à l'étude. La méthode que nous proposons poursuit dans cette voie. Par contre, au lieu de créer un masque de changements, les changements entre les deux classifications indépendantes des dates 1 et 2 seront validés par un algorithme de détection des changements (voir la figure 5.3). Cette méthode

permet de connaître les types d'occupation du sol impliqués dans le changement et de sélectionner le rehaussement le plus apte à détecter la présence de changement à partir d'une matrice de décision (voir la section 5.9.5). Cela nous permet aussi d'éviter la validation du changement sur les pixels qui ne présentent pas de différences spectrales significatives, mais où l'inspection visuelle et la vectorisation à l'écran (voir section 5.9.3) confirment qu'il y a bien eu changement. C'est essentiellement le cas de l'aquaculture et de l'eau de mer dans la présente étude.

L'algorithme est programmé en langage IDL 5.5. Voici un exemple pour illustrer son fonctionnement : les classifications indiquent qu'il y a eu changement de la classe « mangrove » vers la classe « sol nu humide », on utilisera la différence dans le *greenness* (ΔG) pour vérifier qu'il y a bien eu changement au niveau de la végétation entre les deux dates puisqu'au moins une de ces classes est végétale. Si ce n'est pas le cas, la valeur du pixel pour la date 2 sera rétablie à « mangrove ». Cette méthode, comme c'est le cas pour la méthode développée par Pilon *et al.* (1988), implique que la classification de l'image de la date 1 doit être effectuée le plus exactement possible étant donné qu'un changement invalidé ramène le pixel de la date 2 à la valeur de la date 1. Donc dans un cas où les classifications ont des niveaux de précision différents, la plus précise devra être si possible utilisée comme date 1.

Figure 5.3 : Organigramme de l'algorithme de validation des changements



5.9.5. Création de la matrice de choix du rehaussement

Pour déterminer lequel des rehaussements sera utilisé dans la validation des changements, une matrice de dimension $n*n$, où n est le nombre de classes, est créée. Cette matrice identifie un rehaussement par un numéro de 1 à 3 correspondant aux trois différences d'attributs *tasseled cap*

pour chacune des combinaisons de changement entre les classes. Pour connaître le rehaussement à utiliser dans le cas d'un changement entre la classe numéro x et la classe numéro y, l'algorithme consulte la matrice à la ligne x, colonne y et y trouve un code de 1 à 3 correspondant aux trois bandes *tasseled cap*. Cette matrice est créée selon quatre règles : (1) Si les classes ne présentent pas suffisamment de différences spectrales pour être différenciées, aucune validation n'est effectuée (i.e. les classes eau et aquaculture) (2) Si une des deux classes impliquées dans le changement est végétale, le rehaussement utilisé sera *greenness* (ΔG). (3) Si (2) est faux et qu'une des classes est du sable, le rehaussement sera le *brightness* (ΔB). (4) Si (2) et (3) sont faux, le rehaussement sera le *wetness* (ΔW). Ces règles d'utilisation des bandes tasseled cap sont basées sur les études de Coppin et Bauer (1994), Ridd et Liu (1998) et Rogan *et al.* (2002). La matrice résultante est présentée dans le tableau 5.4.

Tableau 5.4 : Matrice de choix du rehaussement

	Date 2	Non classifié	Mangrove	Casuarina	Sable	Sol nu sec	Sol nu humide	Mangrove jeune ou endommagée	Eau	Aquaculture	Mangrove/aquaculture	Jute
Date 1												
Non classifié		0	1	1	3	2	2	1	2	2	1	1
Mangrove		1	0	2	1	1	1	1	1	1	1	1
Casuarina		1	2	0	1	1	1	2	1	1	1	1
Sable		3	1	1	0	3	3	1	3	3	1	1
Sol nu sec		2	1	1	3	0	2	1	2	2	2	1
Sol nu humide		2	1	1	3	2	0	1	0	0	1	1
Mangrove jeune ou endommagée		1	1	2	1	1	1	0	1	1	3	2
Eau		2	1	1	3	2	0	1	0	0	1	1
Aquaculture		2	1	1	3	2	0	1	0	0	1	1
Mangrove/aquaculture		1	1	1	1	2	1	3	1	1	0	2
Jute		1	1	1	1	1	1	2	1	1	2	0

Où : 0 = Aucune validation
 1 = *Greenness*
 2 = *Wetness*
 3 = *Brightness*

5.10. Détermination des seuils

La méthode utilisée pour établir les seuils frontières est celle suggérée par Fung et LeDrew (1988). Elle consiste à employer la moyenne $\pm N * \text{écart-type}$ de chaque bande; où N est une valeur

déterminée empiriquement. Fung (1990) a trouvé une valeur de N optimale de 0,8 pour une étude de détection des changements utilisant les trois bandes d'une transformation *tasseled cap*. C'est cette valeur qui a été utilisée pour la présente étude. Le tableau 5.5 fournit les moyennes, écarts-type et les seuils utilisés pour chaque paire d'images.

Tableau 5.5 : Valeurs seuil calculées

Formule utilisée : Seuils = moyenne de tous les pixels (sans unité) \pm 0,8 * écart-type

1986-1992	moyenne	Écart type	Seuils	
Δ brightness	21,50	12,44	11,54	Inférieur
			31,45	Supérieur
Δ greenness	4,58	15,41	-7,75	Inférieur
			16,91	Supérieur
Δ wetness	8,26	14,76	-3,55	Inférieur
			20,07	Supérieur

1992-2001	moyenne	Écart type	Seuils	
Δ brightness	-9,80	15,70	-22,35	Inférieur
			2,76	Supérieur
Δ greenness	-5,82	20,30	-22,06	Inférieur
			10,42	Supérieur
Δ wetness	-1,22	12,64	-11,33	Inférieur
			8,89	Supérieur

L'effet maximum des erreurs provenant de la normalisation relative a été calculé à partir d'une fonction d'erreur standard du logiciel Excel pour évaluer l'importance de leur influence sur la validation des changements. Les erreurs standards de chaque bande sont multipliées par les coefficients *tasseled cap* (en ignorant le signe du coefficient) pour connaître l'erreur maximale possible induite par la correction radiométrique relative sur les bandes *tasseled cap*. Ces erreurs maximales sont inférieures aux intervalles des seuils (voir tableau 5.6).

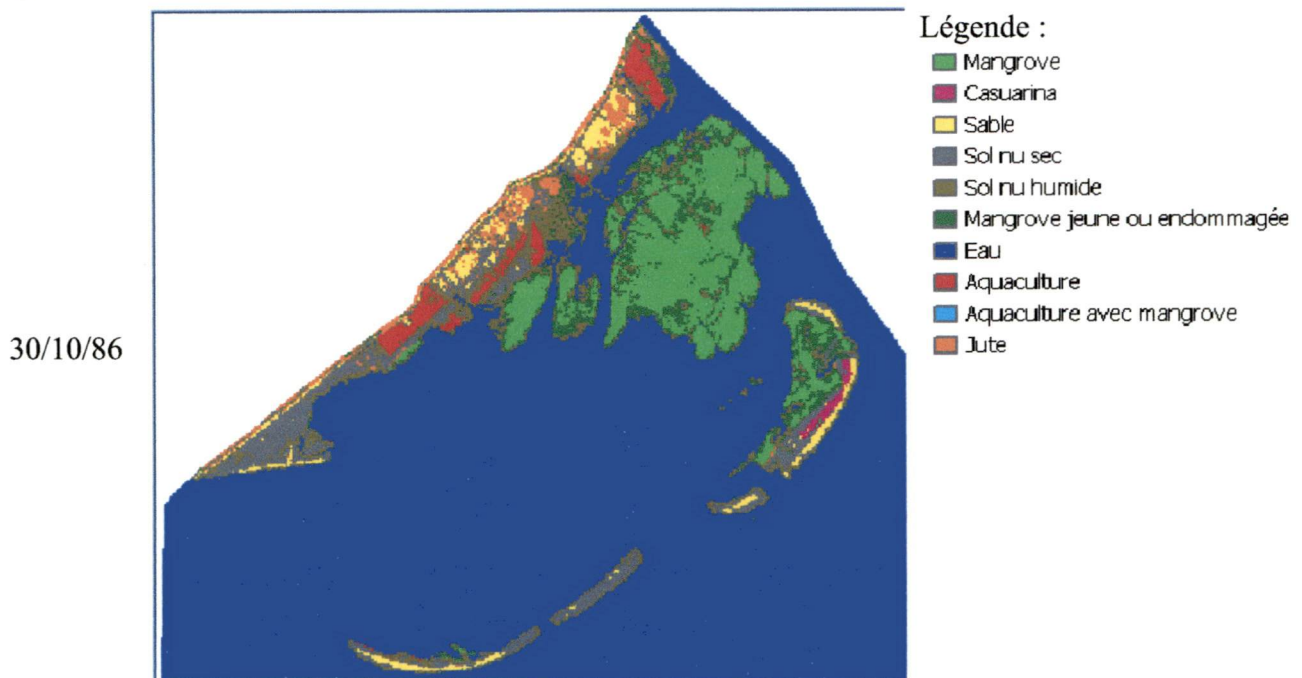
Tableau 5.6 : Comparaison des erreurs standards maximales dues à la normalisation radiométrique et des intervalles des seuils utilisés dans la détection des changements

	Erreurs standard maximales dues à la normalisation radiométrique		Intervalles des seuils	
	1986	1992	1986-1992	1992-2001
Brightness	8,13	5,01	19,90	25,11
Greenness	9,39	3,90	24,66	32,48
Wetness	3,29	3,47	23,62	20,23

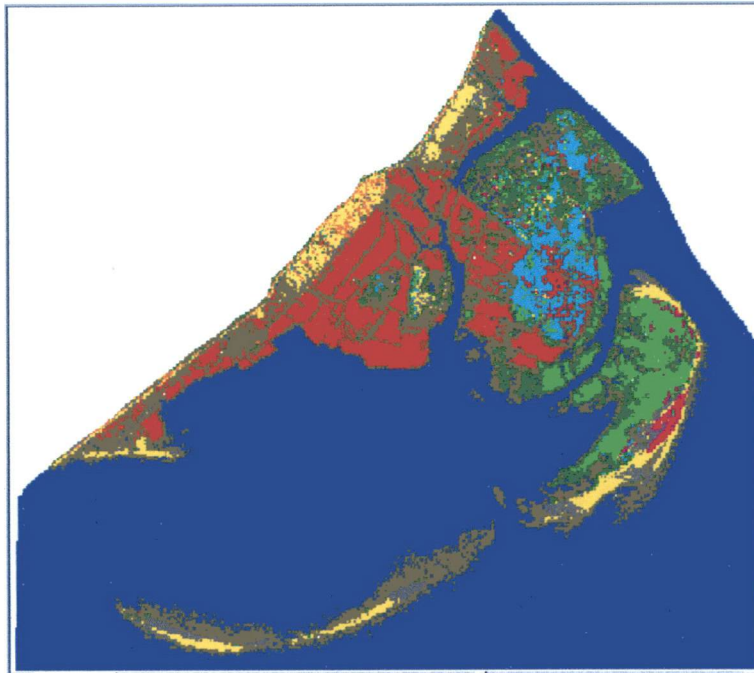
6. Résultats de l'analyse des images

Les résultats des classifications dont les changements ont été validés sont présentés à la figure 6.1. Les processus de classification et de validation des changements détectés ont permis d'obtenir des matrices de changement calculées à l'aide du logiciel IDL. Ces matrices se trouvent à l'annexe 6. Elles fournissent les résultats de l'étude de détection des changements et exposent en détail les conversions qui ont eu lieu entre les classes d'occupation recensées. Le Tableau 6.1 présente une description quantitative synthétique des variations intra classes pour les trois dates à l'étude. Une représentation graphique de ces changements est présentée à la Figure 6.2.

Figure 6.1 : Résultats des classifications dont les changements ont été validés



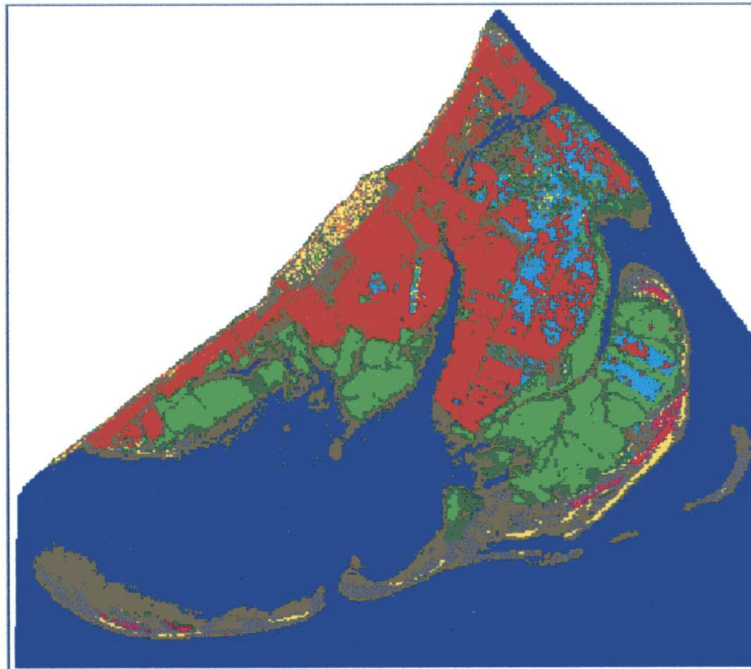
1/12/92



Légende :

- Mangrove
- Casuarina
- Sable
- Sol nu sec
- Sol nu humide
- Mangrove jeune ou endommagée
- Eau
- Aquaculture
- Jute

16/11/01

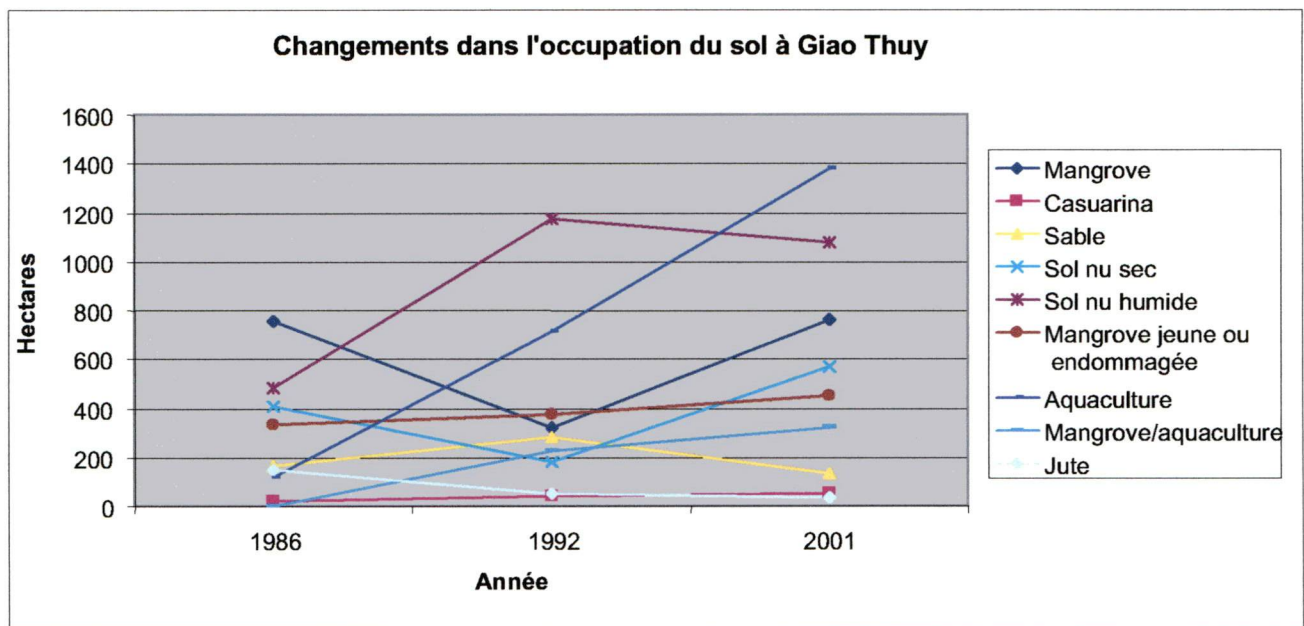


Légende :

- Mangrove
- Casuarina
- Sable
- Sol nu sec
- Sol nu humide
- Mangrove jeune ou endommagée
- Eau
- Aquaculture
- Jute

Tableau 6.1 : Synthèse des variations intra classes détectées entre 1986 et 2001 (en hectares)

Classe	1986	1992	2001
Non classifiés	6 209,46	6 212,7	6 210,18
Mangrove	759,15	319,59	760,59
Casuarina	19,53	44,01	51,66
Sable	166,41	285,93	132,66
Sol nu sec	406,08	183,33	569,07
Sol nu humide	485,82	1 173,69	1 081,8
Mangrove jeune ou endommagée	330,84	374,49	452,25
Eau	7 373,88	6 436,89	5 019,39
Aquaculture	120,6	715,05	1 381,68
Mangrove/aquaculture	0	222,84	323,82
Jute	148,23	51,48	36,9

Figure 6.2 : Graphique des changements dans l'occupation du sol

6.1. Validation des classifications

Les classifications ont été validées à partir de cartes topographiques et d'utilisation du sol. Le tableau 6.2 dresse la liste des documents utilisés pour évaluer les résultats des trois classifications.

Tableau 6.2 : Documents de référence utilisés pour l'évaluation des classifications

1986	Carte topographique de 1987 à l'échelle 1 :50 000
1992	Carte topographique de 1995 à l'échelle 1 :25 000
2001	Carte d'utilisation du sol de 2001 à l'échelle 1 :25 000

La classe « eau » n'est pas représentée sur le graphique afin d'en améliorer la lisibilité.

Le module *spatial analyst* du logiciel ArcGIS développé par ESRI a été utilisé pour quantifier la concordance des pixels entre les classifications et les cartes topographiques ou d'utilisation du sol. Trois classes (mangrove, mangrove/aquaculture et aquaculture) ont été numérisées avec le logiciel ArcGIS à partir des cartes de référence. Les résultats sont présentés sous forme de tableau à l'annexe 7.

Il est de mise ici de différencier occupation du sol et utilisation du sol : le premier représente l'état, les attributs et caractéristiques physiques de la surface terrestre, alors que le second décrit de quelle manière la surface est utilisée (Seto *et al.*, 2002). Les classifications représentent l'occupation du sol, alors que les documents de référence expriment davantage l'utilisation du sol, ce qui compromet une comparaison directe des concordances entre les classes des deux types de données. Le cas de la classe mangrove/aquaculture en est un exemple; une zone ainsi identifiée sur une carte ne comprend pas forcément un mélange parfait de ces deux types de couverture, certains endroits peuvent contenir davantage de mangroves alors que d'autres n'en contiennent aucune. La procédure de classification utilisée est en mesure de différencier ces classes de couverture mais ne peut révéler d'information relative au mode d'utilisation pratiqué pour un endroit donné. Les pixels de l'image sont traités indépendamment les uns des autres et les relations qui existent entre eux ne sont pas prises en compte. On peut donc retrouver des pixels classés mangrove dans une zone représentée comme étant une combinaison mangrove/aquaculture sur la carte de référence sans que la description de l'attribut de la surface faite par la classification soit erronée. Il devient alors difficile de calculer des taux d'erreurs d'omission et de commission pour cette classe. C'est là un élément à considérer dans l'interprétation des matrices d'erreurs présentées à l'annexe 7.

Un autre élément expliquant certaines des discordances entre les classifications et les cartes de référence est l'écart entre les dates des acquisitions des données source utilisées dans la conception des deux représentations. C'est particulièrement le cas de la classification de 1992 qui est comparée à une carte créée à partir d'une image SPOT de 1995 alors que plusieurs changements se sont produits dans cet intervalle.

Les taux de commission sont les suivants pour la classe mangrove (incluant la classe mangrove/aquaculture) : 12% (1986), 5% (1992) et 9% (2001) (voir aussi l'annexe 7). Dans le cas de la classe aquaculture (incluant la classe mangrove/aquaculture), les valeurs sont : 16% (1992),

8% (2001). Les taux d'omission sont légèrement supérieurs pour 1986 (28%) et 2001 (20% pour la mangrove et 23% pour l'aquaculture) et très élevés pour 1992 (56% pour la mangrove et 54% pour l'aquaculture) en partie explicable par l'augmentation des superficies de mangrove (peuplement naturel) et d'aquaculture entre la date d'acquisition de l'image (1992) et la date de création de la carte de référence (1995).

7. Analyse de la situation actuelle et des stratégies de planification

Ce chapitre permet de situer le lecteur dans les différents facteurs à considérer lors de la planification du développement de la crevetticulture. L'analyse qui y est présentée est plus exhaustive que l'analyse requise lors de l'utilisation des SIG dans la sélection de sites présentée au chapitre 8. Elle vise à mettre en contexte la sélection des sites comme étant un des éléments à considérer dans la gestion du processus d'intensification des méthodes de production et d'expansion qu'est en marge de connaître cette industrie dans la zone d'étude.

Selon Lebel *et al.* (2002), le secteur de la crevetticulture au Viêt-nam est en voie d'adopter le modèle d'intensification et d'industrialisation avec lequel la Thaïlande a connu tant de difficultés depuis une décennie et qui n'est pas durable. Déjà, ces derniers ont observé au centre du pays les mêmes méthodes de production, la même dépendance envers les nombreux intrants requis et la même présomption de capacité d'absorption illimitée par les écosystèmes côtiers des résidus de l'aquaculture; pire encore, ils redoutent que les conséquences de ces transformations le long des littoraux des deux principaux deltas soient encore plus sérieuses que ce qu'a connu la Thaïlande. Malgré les problèmes de maladies et de qualité de l'eau rencontrés jusqu'à maintenant, la mentalité de « ruée vers l'or » vis-à-vis la culture des crevettes persiste (EJF, 2003).

Plusieurs particularités du Viêt-nam et de la zone d'étude sont à considérer dans l'étude du processus de développement de l'aquaculture en cours et de la planification du développement à venir. Premièrement, la réglementation et les politiques environnementales du Viêt-nam sont à un stade de développement, et la juridiction de l'aquaculture relève présentement de différents ministères, ce qui se traduit parfois par des politiques contradictoires et une application inconsistante (Lebel *et al.*, 2002). La structure hiérarchique du gouvernement et le contrôle des organes centraux sur le développement des secteurs économiques (voir section 3.6) créent aussi certaines disparités

entre les politiques et leur application. La planification centrale est active dans la fixation d'objectifs de production, mais les autorités locales sont souvent laissées devant le défi de les atteindre sans avoir les ressources requises pour le faire en s'assurant que la dotation en ressources naturelles soit préservée (Lebel *et al.*, 2002).

Deuxièmement, le droit de propriété sur les terres n'est pas reconnu au Viêt-nam. L'allocation des terres se fait généralement pour une période de quinze ans. Dans le cas de l'aquaculture dans le district de Giao Thuy, les terres sont allouées au cours de ventes par adjudication pour des périodes variables inférieures à quinze années. Cette utilisation temporaire des terres ne favorise pas le développement durable de l'aquaculture; l'utilisateur n'étant pas assuré de pouvoir conserver son droit, son intérêt est d'exploiter la ressource de manière à maximiser les bénéfices à court ou moyen terme. Cependant, la Chine a modifié sa constitution pour rendre inaliénable la propriété privée en mars 2004, et il est probable que le Viêt-nam puisse prendre la même résolution dans un avenir rapproché.

Troisièmement, la disponibilité des terres est pratiquement nulle sur le site à l'étude. La densité de population est très élevée et les seules terres sans occupation demeurent les zones marécageuses. Des changements dans l'utilisation du sol sont inévitables pour faire place aux bassins aquicoles. La forte compétition pour les terres encouragera probablement les méthodes de production intensives, qui nécessitent moins d'espace, maintenant que le développement dans les zones de mangrove rencontre une forte opposition. L'analyse des coûts et bénéfices des différentes technologies, particulièrement les systèmes semi-intensifs versus intensifs, est d'une importance capitale pour le Viêt-nam (Lebel *et al.*, 2002). Bien que les systèmes intensifs paraissent appropriés en raison du peu d'espace requis, les risques qui y sont associés sont beaucoup plus importants. La prochaine section tente d'identifier ces risques et de déterminer leur importance dans le contexte du district de Giao Thuy.

7.1. Le processus d'intensification des systèmes de production

Les expériences des autres pays comme la Thaïlande, l'Équateur, l'Indonésie, la Chine, l'Inde et Taiwan avec les systèmes intensifs de production de crevettes ont permis de bien en identifier les risques. On peut les regrouper en trois classes : les risques économiques, sociaux et environnementaux. La figure 7.1 présente une synthèse des principaux éléments associés à ces trois

classes qui seront détaillés dans les prochaines sections, et de la planification requise en vue d'un développement durable qui sera abordée à la section 7.2.

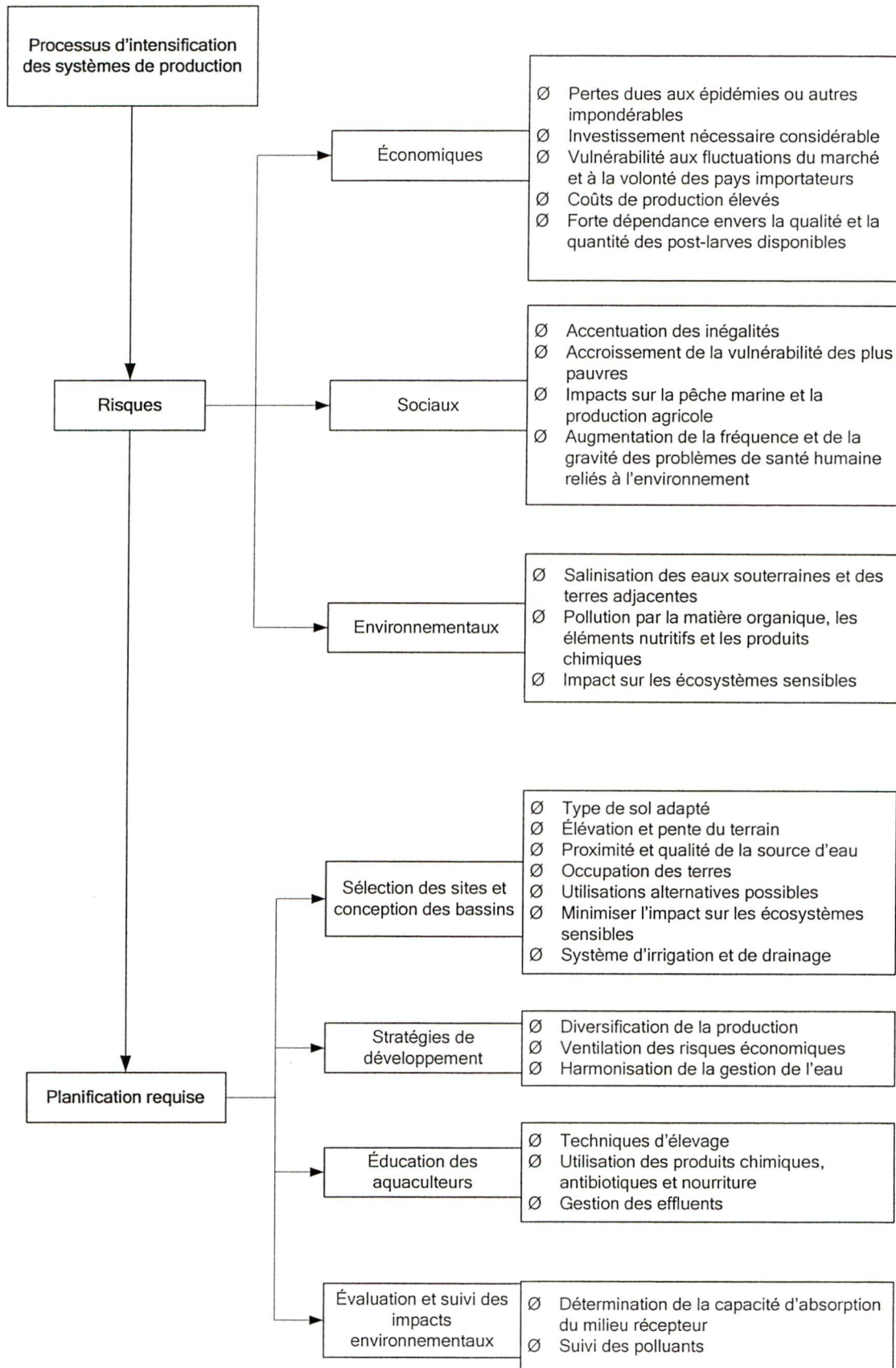
7.1.1. Les risques économiques

Les Vietnamiens sont bien reconnus pour leur maîtrise de la métaphore; un aquaculteur de la province centrale de Khanh Hoa s'exprime ainsi pour décrire l'épée de Damoclès de l'activité qu'il a décidé de pratiquer :

« Les crevettes ont des petites bouches, mais elles peuvent manger ma maison et ma motocyclette ».

De manière générale, les risques financiers augmentent avec l'intensification de l'élevage. Les investissements nécessaires pour louer la terre et construire et préparer les bassins sont importants et augmentent avec les exigences de l'intensification (voir tableau de l'Annexe 2). Et la perte d'une partie ou la totalité d'une récolte peut être fatale pour un aquaculteur qui a dû emprunter pour tenter sa chance dans cette industrie. Au nord Viêt-nam, 95 % des éleveurs ont emprunté l'argent nécessaire à l'entreprise aquacole, desquels 42 % auprès d'amis ou parents (Lebel *et al.*, 2002). La probabilité de perte de récolte est bien réelle, un sondage effectué par Lebel *et al.* (2002) révèle que 74 % des répondants avaient connu au moins une perte majeure de récolte. Les sondages que nous avons effectués auprès de huit individus exploitant des bassins de crevettes dans le district de Giao Thuy révèlent que trois d'entre eux ont connu une perte majeure de récolte en 2001, et que quatre ont connu une baisse importante de rentabilité pour la même année. Certains affirment que les pesticides utilisés dans les rizières auraient atteint les bassins et causé la mort des crevettes. Une personne a soulevé la possibilité d'une épidémie qui viendrait des post-larves achetées au sud du pays. Ceux qui ont connu une baisse de rentabilité ont supposé qu'une trop forte densité de crevettes dans les bassins était en cause et projetaient de diminuer ce nombre d'environ 4 individus/m² à environ 2 pour l'année 2002.

Figure 7.1 : Le processus d'intensification des méthodes de production



Les problèmes reliés à la production peuvent avoir plusieurs causes, les plus fréquentes étant les épidémies et, essentiellement dans les zones où les systèmes intensifs sont utilisés, la contamination de l'approvisionnement en eau par les polluants de l'aquaculture. Les épidémies ont provoqué l'effondrement de la crevetticulture en Chine, à Taiwan (Boyd et Clay, 1998), et plus récemment en Équateur, où l'état d'urgence a été déclaré en 2000 à la suite d'un virus qui a coûté plus d'un milliard de dollars US en revenus de vente de crevettes et un demi-million d'emplois au pays (ISAN, 2000). Les microbes pathogènes peuvent se propager d'un pays à l'autre dans les chargements de post-larves (Boyd et Clay, 1998), de là l'importance capitale de la qualité des produits des nourriceries et l'évidente dépendance des fermes aquacoles envers ceux-ci.

La contamination de la source en eau survient lorsque la capacité d'absorption du milieu marin est excédée. Les polluants utilisés en aquaculture dont une quantité est rejetée dans l'environnement sont formés de nourriture non consommée, d'antibiotiques, de produits chimiques servant à la stérilisation, à la fertilisation et au contrôle de l'acidité (pierre de chaux) et des matières fécales. Une quantité excessive de polluants réduit la quantité d'oxygène dissous dans l'eau qui doit être maintenue au-dessus de 5mg/l (EJF, 2003). L'augmentation de l'intensité des exploitations est généralement accompagnée d'une augmentation des polluants rejetés; cette quantité varie selon le mode de gestion des bassins.

Les problèmes de production constituent un risque de perte financière, mais un facteur externe peut aussi causer d'importantes pertes : les contraintes du marché. Le Viêt-nam a subi les effets d'une augmentation soudaine de la disponibilité d'un produit lorsque son industrie du café fut dévastée par la chute du prix sur les marchés internationaux. La valeur d'une tonne de café est passée de 4 500 \$ US en 1995 à 500 \$ US en 2002 (EJF, 2003). La Banque mondiale prévoit que la valeur de la crevette sur le marché se maintiendra en moyenne au niveau actuel à moyen et long terme. Toutefois, des fluctuations significatives à court terme sont inévitables et les producteurs devront être en mesure de les supporter (Hempel et Winther, 2002). La plupart des pays producteurs développent et intensifient leur production, il en résulte une augmentation de la compétition et une diminution de la marge de profit. Dans ce contexte, tous devront trouver des façons d'améliorer l'efficacité et la durabilité des méthodes de production pour voir leur investissement rentabilisé (Hempel et Winther, 2002).

Les politiques antidumping et les quarantaines imposées par les pays importateurs sont aussi des sources de risques financiers pour l'industrie vietnamienne de production des crevettes tigrées. Les producteurs de crevettes des États-Unis ont déposé à la fin de l'année 2003 des plaintes pour dumping contre la Thaïlande, la Chine, le Viêt-nam, l'Inde, le Brésil et l'Équateur. Les droits compensateurs demandés au Viêt-nam varient entre 30 et 99 % selon les parties requérantes (Vietnam Economy, 2004). Les traces d'antibiotiques dans les crevettes produites au Viêt-nam ont été le sujet de l'arrêt temporaire des importations par les pays de l'Union Européenne en 2002. Il revient au gouvernement d'assurer un contrôle au niveau de la qualité, car sans marché, les crevettes du Viêt-nam ne trouveront preneur.

7.1.2. Les risques sociaux

Dans le district de Giao Thuy, l'aquaculture contribue de manière plus importante que toute autre activité aux inégalités de revenu (Adger, 1999). L'accès à cette source de revenus est réservé à une minorité de la population et déterminé à la fois par les communes et l'accès au crédit. Les inégalités sont inquiétantes à cause de leur relation directe avec d'autres facteurs comme la pauvreté et la durabilité du développement des secteurs économiques émergents (Adger, 1999).

La salinisation des terres agricoles et la diminution des stocks de poissons près des côtes causées par l'aquaculture, la possible responsabilité des effets meurtriers des pesticides utilisés dans les rizières sur les récoltes de crevettes et les disputes dans l'allocation inégale des terres sont des situations qui peuvent mener à une augmentation des conflits entre les utilisateurs (EJF, 2003).

L'Organisation des Nations Unies pour l'Agriculture et l'Alimentation prévient que certains produits chimiques utilisés en aquaculture posent un danger pour la santé humaine puisqu'ils sont souvent surutilisés ou utilisés inadéquatement.

7.1.3. Les risques environnementaux

Considérant que les sites sélectionnés pour la construction des bassins soient situés, pour les raisons énumérées au chapitre 1, hors de la zone occupée par la mangrove, les impacts environnementaux potentiels de l'intensification des méthodes de production incluent la dispersion de produits chimiques et d'éléments nutritifs dans l'environnement, la pollution et la salinisation des sols et des réserves d'eau douce et la déplétion des populations de poissons et crevettes de mer (EJF, 2003).

La salinisation des nappes phréatiques est causée par l'infiltration au fond des bassins (qui est plus ou moins importante selon la perméabilité du sol) et l'infiltration du sel contenu dans les sédiments qui sont évacués.

Lorsque les effluents rejetés dans les eaux côtières par les bassins contiennent une forte concentration d'éléments nutritifs et de matière organique, des effets négatifs tels que l'eutrophisation peuvent survenir, dépendamment de la capacité des écosystèmes à recevoir ces charges. La capacité dépend entre autres du taux de circulation des eaux réceptrices. Ces effets peuvent être atténués par la présence de mangrove qui a la capacité d'absorber et d'utiliser les détritiques et les éléments nutritifs contenus dans les effluents avant qu'ils n'atteignent les eaux côtières.

Les produits chimiques utilisés en aquaculture sont variés et servent plusieurs objectifs : traitement de l'eau et des sols, désinfectants, pesticides et herbicides, antibactériens, additifs alimentaires, anesthésiques et hormones. La plus problématique de ces substances est l'antibiotique, en particulier les types d'antibiotiques qui ont des effets chez l'humain. De grandes quantités d'antibiotiques sont employées pour combattre les épidémies, et une quantité de ce médicament se retrouve dans l'environnement, exposant d'autres organismes. Une étude a estimé cette quantité entre 70 et 80 % de la dose administrée (Hempel et Winther, 2002). Les conséquences redoutées sont la prolifération de microbes pathogènes immunisés résultant d'un usage inadéquat ou abusif des antibiotiques, le transfert des antibiotiques aux poissons et autres organismes marins, et les effets sur la décomposition bactérienne naturelle des sédiments de fond des bassins (Hempel et Winther, 2002).

La capture de stocks reproducteurs en mer est nécessaire pour alimenter les écloséries qui fournissent les fermes aquacoles en post-larves. L'effet de cette pêche est cependant atténué par la diminution de la pression exercée sur les stocks de crevettes matures que permet l'aquaculture. Il ne semble toutefois pas y avoir de consensus entre les auteurs au sujet du bilan des effets de la capture des stocks reproducteurs versus la diminution de pêche commerciale de individus matures sur les stocks de crevettes naturelles et autres espèces.

7.2. La planification stratégique requise en vue d'un développement durable

Les impacts négatifs de la crevetticulture sur l'environnement et les communautés soulèvent des interrogations concernant la possibilité d'atteindre un développement durable. Toute nouvelle activité dans une région occasionne obligatoirement des changements. La ligne de conduite adoptée dans la pratique de cette activité influence la durabilité environnementale, sociale et économique de la région.

La durabilité du développement de l'activité aquacole est déterminée par le niveau et l'efficacité de la planification, l'implication des communautés locales, la justesse de l'évaluation environnementale, la qualité de la conception des bassins (en particulier le système d'irrigation et de drainage), la poursuite d'objectifs de production à long terme, l'utilisation de technologies appropriées pour la production et l'élimination des déchets, et l'utilisation adéquate des produits chimiques (Hempel et Winther, 2002).

Il semble que la majorité des fermes de crevettes au Viêt-nam soient opérées par des propriétaires uniques ou de petits groupes. Une grande proportion de ces fermes a été développée sans planification ni réglementation, par les aquaculteurs eux-mêmes avec des connaissances et des ressources très limitées (EJF, 2003). Les prochaines sections proposent certaines composantes d'une planification du développement de l'aquaculture à Giao Thuy (voir aussi la figure 7.1).

7.2.1. Sélection des sites et conception des bassins

L'identification et la sélection de sites convenables à l'aquaculture côtière sont critiques, non seulement pour le succès de la production, mais aussi pour la gestion des écosystèmes côtiers. L'appréciation de la qualité des sites est un facteur clé dans l'évaluation technique, économique et environnementale des projets d'aquaculture (GESAMP, 2001). Les caractéristiques hydrographiques et topographiques du site sont très importantes pour renouveler l'eau et évacuer les déchets. La durée de vie, les possibilités d'expansion et d'intensification et les effets écologiques de la ferme aquacole sont souvent déterminés par les caractéristiques du site sélectionné (Barg, 1995). La conception des bassins, spécialement l'établissement de systèmes efficaces pour le renouvellement de l'eau et pour l'élimination des déchets dans les fermes aquacoles, présente tout autant d'importance. Ces canaux d'irrigation et de drainage devraient être séparés et ces structures

indépendantes entre les bassins (Boyd, 1999), ce qui n'est pas le cas pour la plupart des fermes vietnamiennes (EJF, 2003).

7.2.2. Stratégies de développement

À l'image de la plupart des industries émergentes, la crevetticulture à l'échelle mondiale est en voie de devenir une activité orientée davantage vers l'entreprise basée sur des connaissances scientifiques. Dans ce processus les aquaculteurs cherchant les profits rapides deviendront moins nombreux, de même que certains exploitants de fermes à petite échelle dont les méthodes ne sont pas efficaces (Hempel et Winther, 2002). Dans ce contexte, il est primordial pour le district de Giao Thuy qui prévoit investir des sommes importantes dans la transformation de son industrie, de s'assurer non seulement d'une bonne planification opérationnelle, mais aussi d'élaborer des stratégies de développement qui permettent de diminuer les risques financiers pour les producteurs particuliers.

Afin de réduire les risques financiers, certaines communautés locales mettent leurs ressources en commun et investissent dans l'aquaculture sans toutefois abandonner les autres cultures ou occupations (Cohen, 2002). Ce genre d'initiative a aussi été mis de l'avant à Giao Thuy; plusieurs bassins sont gérés par la commune de Giao An et certains bassins sont opérés par des groupes de quatre ou cinq individus. L'organisation Oxfam GB tente d'encourager les aquaculteurs à travailler en groupes en à former des clubs (EJF, 2003). Cette approche est très intéressante car elle permet de ventiler les risques financiers, de faciliter la transmission d'informations sur les techniques d'élevage et de restreindre les inégalités sociales.

La promotion de la polyculture et la diversification des activités sont encouragées afin de protéger contre des conditions du marché défavorables et réduire les risques d'épidémies (EJF, 2003). D'après les sondages effectués, une majorité d'aquaculteurs de Giao Thuy cultivent aussi le crabe et l'algue dans leurs bassins.

La gestion de l'eau de l'aquaculture a avantage à être approchée dans une optique collective. De la même façon que le réseau d'irrigation des rizières du delta du fleuve Rouge a bénéficié d'une gestion collective dès 1968 (Gubry, 2000), une gestion plus harmonisée des canaux d'entrée et de sortie des eaux d'aquaculture serait profitable étant donné son importance pour tous et chacun.

L'expérience en gestion communautaire des Vietnamiens du delta du fleuve Rouge peut être mise à profit pour assurer une bonne gestion des polluants de l'aquaculture, conserver un environnement de qualité, et ainsi mieux prévenir les épidémies et améliorer l'efficacité et la durabilité de leur industrie.

7.2.3. Éducation

Le Viêt-nam espère rendre plus efficace son industrie aquacole, mais ce n'est pas chose facile étant donné la multitude de foyers individuels qui pratiquent l'aquaculture et les ressources limitées du gouvernement pour éduquer tous les petits producteurs (Cohen, 2002). Les entrevues que nous avons réalisées auprès des aquaculteurs de Giao Thuy indiquent qu'il existe de très importantes lacunes au niveau des connaissances techniques concernant l'élevage des crevettes. On fonctionne généralement par essais et erreurs avec les densités de population, les quantités et types de nourriture à utiliser, l'utilisation de chaux et l'entretien en général; la transmission d'informations venant de l'extérieur apparaît déficiente.

Lebel *et al.* (2002) ont trouvé que le niveau d'éducation n'est pas un facteur important dans le succès des exploitations, mais que l'accès à l'information est primordial. L'éducation devrait inclure les techniques de distribution des aliments, des recommandations au sujet des fournisseurs de nourriture de qualité, l'utilisation sécuritaire des antibiotiques et des produits chimiques, l'importance d'une bonne gestion de l'eau et du respect de l'environnement, et des connaissances de base en économie et finances (EJF, 2003).

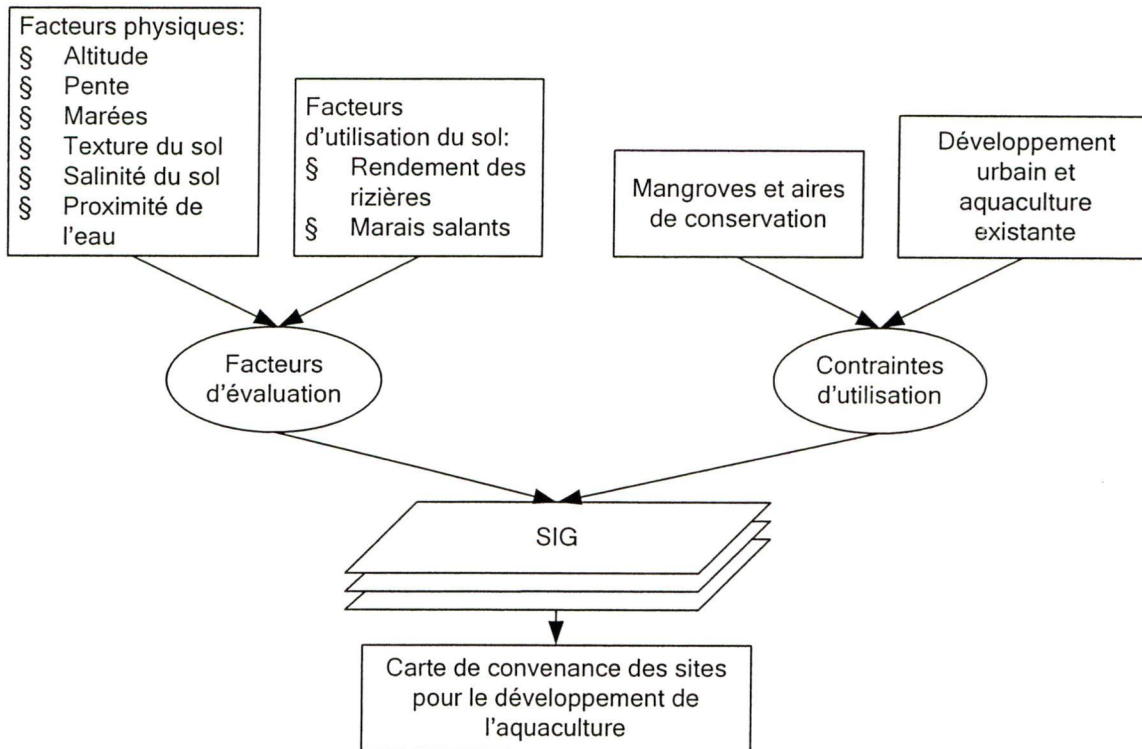
L'organisation des aquaculteurs en groupes et clubs, et une augmentation du financement des services de vulgarisation sont des éléments clés dans l'amélioration de l'éducation (EJF, 2003). Une initiative d'échange d'information sur Internet a récemment été mise de l'avant par un ingénieur chimiste de Hô Chi Minh-ville; celui-ci espère ainsi contribuer à l'amélioration des connaissances techniques des aquaculteurs vietnamiens (VNS, 2002).

8. Utilisation d'un SIG pour la sélection des sites d'aquaculture à l'intérieur du district de Giao Thuy

Le SIG est une approche qui par l'utilisation de l'ordinateur permet d'accumuler, de manipuler, d'analyser et de rapporter des données en se référant à l'espace. Son utilité est reconnue pour la

sélection des sites aquacoles en rapport avec les variables physiques et socio-économiques (Barg, 1995). Cette approche a été utilisée pour identifier les zones convenables au développement de l'aquaculture des crevettes dans le district de Giao Thuy en considérant des variables physiques. L'analyse tient compte des facteurs reliés à la topographie, à la disponibilité de l'eau, à l'occupation du sol et aux caractéristiques du sol (voir figure 8.1).

Figure 8.1 : Intégration des critères d'évaluation dans l'analyse SIG



8.1. Méthodologie

Le module *spatial analyst* du logiciel ArcGIS a été utilisé pour réaliser l'analyse. Les cartes d'altitude et de pente proviennent de la numérisation des points altimétriques de la carte topographique à l'échelle 1 : 25 000. L'occupation du sol est tirée de la carte à l'échelle 1 : 25 000 de l'année 2001 et des statistiques de production de riz du district qui sont calculées pour chaque commune. La carte de proximité à la source d'eau a été produite par le module *spatial analyst*, la distance est calculée à partir de la digue de protection et détermine l'étendue de la zone considérée qui s'étend à 3 km de la digue. La zone extérieure à la digue n'a pas été considérée puisqu'elle ne contient essentiellement que des bassins d'aquaculture et des sols occupés par la mangrove qui ne sont pas considérés convenables au développement de l'aquaculture.

Les variables considérées comprennent des facteurs et des contraintes. Les facteurs sont des critères qui accroissent ou amoindrissent la convenance du site; ils sont mesurés sur une échelle constante. Une contrainte est utilisée pour limiter la considération de certaines options comme l'occupation par les mangroves ou par les zones résidentielles. L'échelonnage des facteurs a été déterminé selon Aguilar-Manjarrez (1996) sur une échelle de 0 à 4. Les contraintes ont été associées à la valeur -1000 afin de rejeter les zones résidentielles et les endroits où l'aquaculture est déjà présente de l'analyse. Le tableau 8.1 présente les facteurs, les règles utilisées et les valeurs associées (0= non convenable, 4= très convenable).

Tableau 8.1 : Facteurs, contraintes et règles de l'analyse de convenance des sites

Variable	Règle	Valeur
Occupation du sol	Marais salant	4
	Riz à faible productivité (40 – 50 quintal/ha)	3
	Riz à moyenne productivité (50 – 63 quintal/ha)	2
	Riz à productivité élevée (63 – 67 quintal/ha)	1
	Zone urbaine	-1000
	Aquaculture	-1000
Type de sol	Sol salé	4
	Sol moyennement salé	3
	Dépôts fluviaux non salés	2
Texture du sol	Sol à teneur moyenne en glaise	4
	Sol à faible teneur en glaise	3
	Sable mélangé	2
Distance à l'eau	0 – 500 m	4
	500 – 1000 m	3
	1000 – 2000 m	2
	2000 – 3000 m	1
Altitude	1 – 5 m	4
	0,5 – 1 m	3
	0 – 0,5 m	2
	< 0 m	0
Pente	0 – 1 %	4
	1 – 2 %	3
	2 – 3 %	2
	3 – 4 %	1
	> 4 %	0

La procédure d'attribution de poids statistiques développée par Saaty (1977), connue sous le nom de procédé hiérarchique analytique, a été utilisée pour déterminer les poids relatifs des variables dans l'évaluation multicritères. La méthode utilise les valeurs d'une échelle de 1/9 (moins important) à 9 (plus important) afin de déterminer l'importance relative d'un facteur vis-à-vis un autre pour chaque paire de facteurs, la valeur 1 représentant une importance relative égale. Par exemple, s'il est considéré que la proximité à l'eau est nettement plus importante que la pente dans l'évaluation des sites, on accorderait la valeur 6 à l'eau par rapport à la pente, et la valeur 1/6 à la pente par rapport à l'eau (Aguilar-Manjarrez, 1996). L'élaboration de la matrice des poids est basée sur l'étude citée, elle est présentée au tableau 8.2.

Tableau 8.2 : Matrice des comparaisons appariées (selon la méthode de Aguilar-Manjarrez, 1996)

	Altitude	Pente	Distance à l'eau	Type de sol	Occupation du sol	Texture du sol	Poids relatifs
Altitude	1						0.11
Pente	2	1					0.30
Distance à l'eau	2	1	1				0.25
Type de sol	1	¼	1/3	1			0.09
Occupation du sol	2	½	½	2	1		0.17
Texture du sol	1	¼	½	1	½	1	0.09

La procédure nécessite ensuite que des comparaisons appariées soient calculées pour retirer des poids relatifs. Une bonne approximation est obtenue en calculant l'importance de chaque valeur par rapport aux autres valeurs de la colonne. Par exemple, la colonne 1 du tableau 8.2 totalise 9. En divisant chacune des valeurs par 9 on obtient 0,11, 0,22, 0,22, 0,11, 0,22, 0,11. Les poids relatifs sont ensuite obtenus en calculant la moyenne pour chaque ligne. Les résultats de l'évaluation de la convenance des sites d'après les facteurs considérés sont supputés par l'addition des produits de chacun des facteurs par leur poids respectif. L'équation utilisée est donc la suivante :

$$\text{Convenance} = 0,11 * [\text{altitude}] + 0,3 * [\text{pente}] + 0,25 * [\text{distance à l'eau}] + 0,09 * [\text{type de sol}] + 0,17 * [\text{occupation du sol}] + 0,09 * [\text{texture du sol}]$$

8.2. Résultats

La carte issue de l'analyse est présentée à la figure 8.2 et les cartes utilisées à l'annexe 8. Les sites potentiels sont regroupés en 7 catégories, allant de non convenable (classe 1) à très convenable (classe 7). Les proportions des terres comprises dans chaque classe sont indiquées au Tableau 8.3.

Figure 8.2 : Résultat de l'analyse SIG

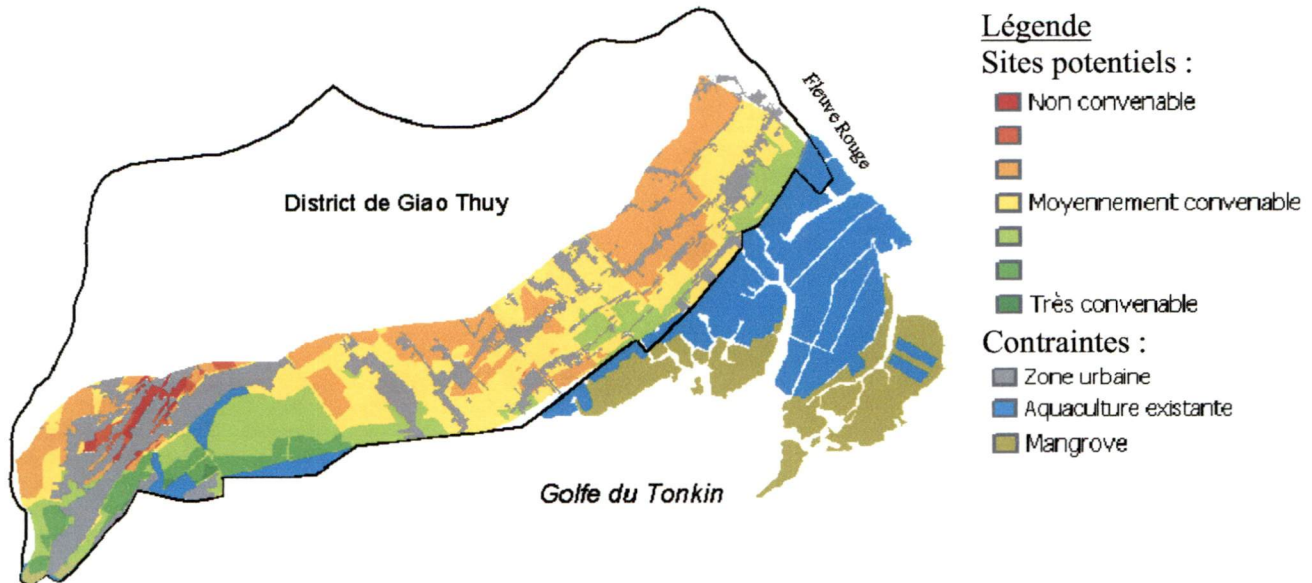


Tableau 8.3 : Proportions des terres classées dans l'analyse SIG

Classe	Superficie (en ha)	Proportion
1 – Non convenable	78	1.5%
2	60	1.2%
3	1599	31.1%
4 – Moyennement convenable	1874	36.5%
5	1157	22.5%
6	353	6.9%
7 – Très convenable	17	0.3%

9. Discussions des résultats

9.1. Résultats de l'analyse diachronique

La série d'images Landsat TM utilisée a permis d'identifier les bassins d'aquaculture sur le site d'étude plus facilement sur certaines images pour les raisons énumérées précédemment. Dans les cas où l'eau à l'intérieur des bassins n'était pas distinguable de l'eau de mer, les bandes du capteur TM ont permis de localiser les murets de terre constituant leurs limites et d'éditer les classifications afin de mieux représenter la réalité. La validation des classifications permet de conclure que les

images Landsat TM sont très utiles pour le suivi du développement des zones d'aquaculture, et de confirmer la première hypothèse.

Les corrections radiométriques apportées aux images avaient pour but de diminuer les variations de niveau de gris qui ne seraient pas reliées à de véritables changements au sol entre deux dates. Ces opérations étaient indispensables au niveau de la validation des changements afin que les bandes *tasseled cap* calculées puissent être comparées entre elles, mais ne représentent aucun avantage au niveau des classifications. Afin de s'assurer qu'elles n'ont pas au contraire diminué la qualité des résultats de classification, nous avons effectué une mesure de séparabilité de type Jeffries-Matusita (fonction incluse dans le logiciel ENVI) en utilisant un échantillon minimal de 100 pixels pour chacune des classes. Les mesures sont réparties entre 0 et 2 et indiquent le degré de séparabilité statistique, les valeurs inférieures à 1 représentant une faible séparabilité et les valeurs supérieures à 1,9 une bonne séparabilité (ENVI, 2001). Le calcul statistique fut appliqué aux images originales ainsi qu'aux images corrigées (incluant la normalisation relative pour les images de 1986 et 1992). Les mesures pour les différentes combinaisons de classes indiquent que la séparabilité statistique moyenne de l'image originale de 1986 est de $7,0 \cdot 10^{-5}$ supérieure à celle de l'image de 1986 à laquelle les corrections radiométriques ont été apportées. Dans le cas de l'image de 1992, elle est de $6,0 \cdot 10^{-4}$ supérieure, et de $5,6 \cdot 10^{-4}$ inférieure pour l'image de 2001. La mesure qui présente le maximum de différence de séparabilité est de 0,045, pour une combinaison de classes ayant un coefficient de séparabilité très faible. Les résultats de ces tests démontrent donc que les corrections apportées aux images n'ont pas affecté la séparabilité des classes, et que la qualité des classifications n'a pas été affectée par la méthodologie employée.

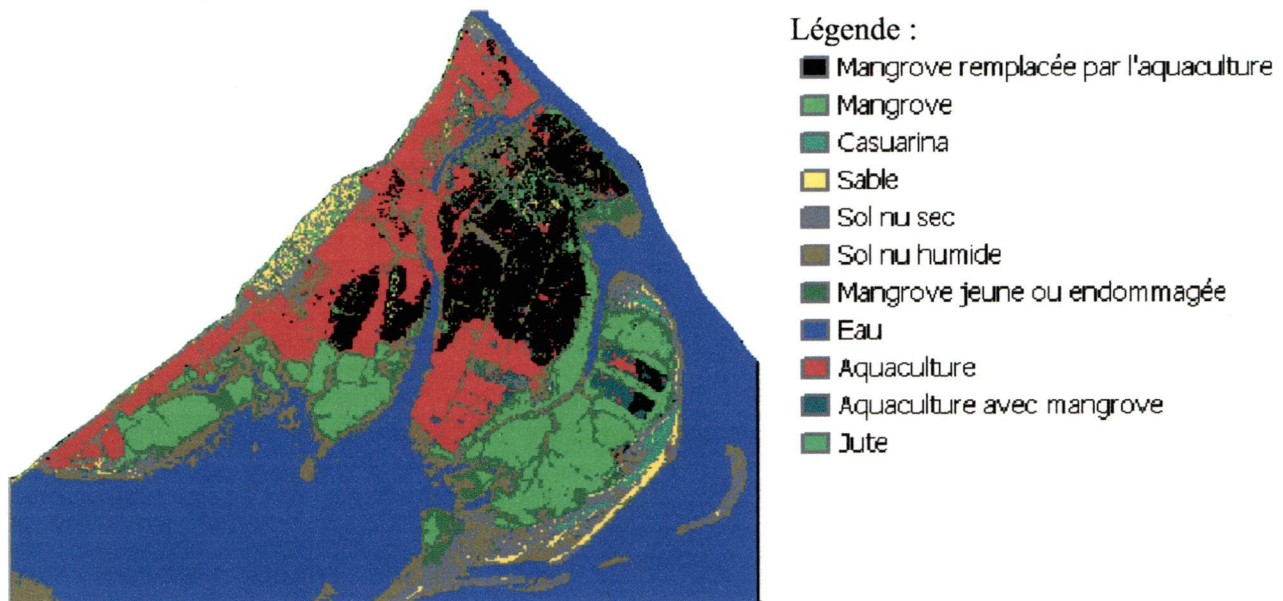
Les tableaux de l'annexe 6 montrent que 23% (153 ha) des bassins d'aquaculture construits entre 1986 et 1992 l'ont été sur des terres qui étaient occupées par la mangrove en 1986. Il est toutefois possible que la mangrove se soit développée à certains endroits entre 1986 et le moment de la construction des bassins présents en 1992 et que davantage de mangroves aient été endommagées par la construction de ces bassins.

Entre 1992 et 2001, la proportion de nouveaux bassins construits sur des aires préalablement occupées par la mangrove est de 19%. Ici encore il faut noter qu'une superficie supérieure de mangrove a possiblement été remplacée par les bassins. La mangrove contribue à l'accrétion et à la consolidation des sédiments transportés par le fleuve Rouge jusqu'à l'embouchure du delta, et c'est

cette consolidation qui permet l'utilisation des nouvelles surfaces par les aquaculteurs. Entre 1986 et 1992, 2 354 hectares de surface d'eau du golfe du Tonkin ont été transformés en terres émergées, on peut donc croire qu'une quantité importante de mangroves se développant sur ces terres a été détruite lors de la construction des bassins, quantité qui ne peut être mesurée dans le cadre d'une étude utilisant des données étalées sur plusieurs années.

Si l'on regarde ces changements plus en détail, on s'aperçoit qu'une quantité importante de mangroves présente en 1986 (274,3 ha) a été convertie vers les classes « sol nu humide » et « mangrove jeune ou endommagée », ce qui laisse croire qu'une intense transformation de la forêt était possiblement en cours. Ces superficies n'ont pas été comptabilisées comme étant des changements vers l'aquaculture, mais il serait justifié de poser l'hypothèse qu'une portion de celles-ci puissent avoir été à ce moment en voie de transformation vers des bassins d'exploitation crevette. L'analyse des changements identifiés entre 1986 et 2001 tend à confirmer une telle hypothèse; 39 % des sols occupés par la mangrove en 1986 avaient été convertis vers l'aquaculture en 2001, et 63 % l'avaient été soit par l'aquaculture, soit par des bassins d'aquaculture ayant conservé une certaine quantité de mangroves à l'intérieur (pratique qui est hautement encouragée dans la zone tampon de la réserve naturelle de Xuan Thuy) (voir figure 9.1).

Figure 9.1 : Superficies de mangroves présentes en 1986 remplacées par les bassins d'aquaculture entre 1986 et 2001 (en noir) superposées à la Classification de 2001



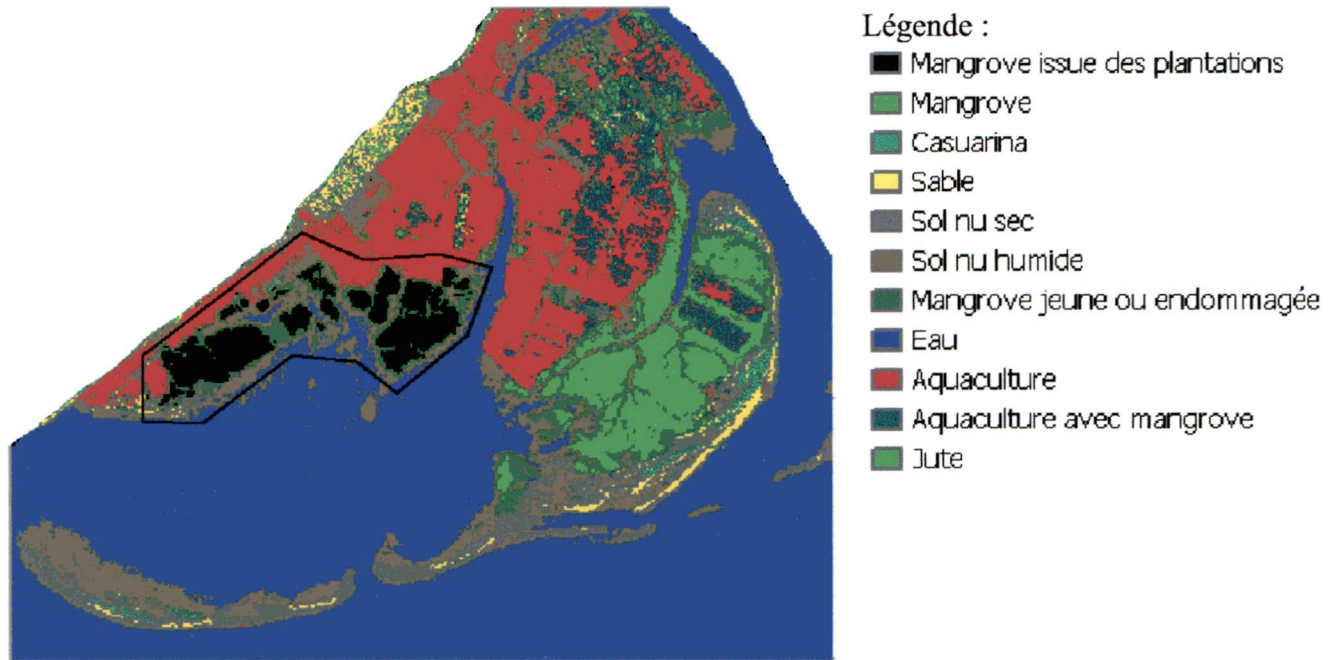
On ne peut donc confirmer la deuxième hypothèse telle que formulée, selon laquelle le développement de l'aquaculture se serait principalement effectué sur des surfaces préalablement

occupées par des forêts de mangrove, pour les raisons mentionnées plus haut : les périodes entre les acquisitions d'images ne permettent pas de confirmer que la mangrove s'était bel et bien installée avant la construction des bassins. Les superficies développées pour l'aquaculture proviennent en grande partie des classes « sol nu humide » et « eau » pour 1992 (137 ha et 265 ha respectivement) et pour 2001 (432 ha et 177 ha), et il est fort probable que la mangrove ait colonisé une partie de ces surfaces et ainsi contribué à la consolidation des sols qui ont ensuite servi à l'établissement des bassins de crevettes.

Par contre, l'on peut confirmer qu'une quantité importante (63 %, soit 682,2 ha) de la mangrove présente au tout début du processus de développement de l'aquaculture a été détruite en totalité ou en partie pour faire place aux bassins de crevettes. Aussi, en considérant les superficies d'aquaculture présentes en 2001 et leurs occupations en 1986 et 1992, considérant aussi les raisons laissant croire à une sous-estimation de la déforestation par la méthodologie utilisée ici, on conclut qu'un minimum de 763,3 ha, soit 55 % des bassins présents en 2001 ont été construits sur des sols préalablement occupés par la mangrove.

Entre 1986 et 1992, 439,5 ha de mangrove adulte ont été détruits, tandis qu'entre 1992 et 2001 la superficie occupée par celle-ci s'est accrue de 441 ha, la rétablissant à un hectare près à son niveau de 1986. Cette reprise forestière est en partie attribuable aux efforts de plantations de la Croix-Rouge et de conservation de la réserve Xuan Thuy des mangroves existantes de même que des mangroves qui se sont propagées de façon naturelle. Le module *spatial analyst* a été utilisé pour déterminer dans quelle proportion ces deux interventions ont contribué à la réhabilitation de la mangrove. Des données fournies par la Croix-Rouge concernant les emplacements des plantations qui ont été effectuées au printemps 2001 ont été consultées. Mais ces dernières ne semblent pas apparaître sur l'image de septembre 2001, et aucune donnée n'étant disponible en ce qui concerne les plantations antérieures, nous avons supposé que l'emplacement de celles-ci se trouvait près des villages de Giao An et Giao Lac, à l'endroit indiqué en noir sur la figure 9.2.

Figure 9.2 : Emplacement des plantations de mangroves (emplacement : entouré de noir; mangrove adulte incluse : en noir) superposé à la classification de 2001



La superficie de mangrove adulte issue des plantations qui apparaît sur l'image de 2001 est de 257 ha, représentant 58 % de l'accroissement de 441 ha entre 1992 et 2001; le complément provient essentiellement d'un peuplement naturel du côté ouest de l'île Lu faisant partie de la réserve naturelle Xuan Thuy. Malgré quelques lacunes et difficultés au niveau de la gestion du projet relativement à la sélection des travailleurs et au soudoiment de quelques guetteurs (Le Thi Van, 2002), le programme de reforestation de la Croix-Rouge en cours depuis 1997 à Nam Dinh a porté ses fruits, dont cette régénération de la ressource forestière.

Selon Choudhury (1997), les principaux facteurs responsables de la dégradation des mangroves à l'échelle mondiale sont la croissance démographique, les avantages plus payants à court terme, le manque d'attention de la part des gouvernements, une réglementation inadéquate, l'absence de main-d'œuvre et de soutien logistique et le manque de sensibilisation à l'importance des mangroves. La convention RAMSAR et les projets de la Croix-Rouge ont contribué à améliorer la situation pour quatre de ces six facteurs, les deux premiers étant des facteurs sur lesquels il n'est pas possible d'agir. La réserve naturelle RAMSAR aide à sensibiliser les populations locales aux avantages que procurent les mangroves et la communauté internationale à la valeur écologique du site, influençant ainsi les décisions politiques. L'établissement de la réserve a aussi permis d'engager du personnel

pour assurer une surveillance des forêts selon des règlements adoptés par les autorités. À travers les activités menées par la Croix-Rouge et les ressources mises à la disponibilité des communautés, la sensibilisation à l'importance des mangroves a été accrue, et la capacité des groupes locaux à assurer une saine gestion de la forêt a été renforcée par le moyen d'adoption de règles et l'embauche de personnel pour en assurer le respect.

9.2. Résultats de l'analyse SIG

Les zones identifiées comme étant convenables au développement correspondent aux sites proposés par le comité populaire de Giao Thuy pour le projet de zone d'élevage industriel de crevettes (MPND, 2000). Ce projet propose l'utilisation de capitaux provenant du ministère des Pêches destinés au développement de l'aquaculture pour la construction d'une zone d'élevage semi-intensif (rendement de 3000 – 4000 kg/ha/an) dans les communes de Giao Phong et Bach Long et la conversion de marais salants qui offre des perspectives de revenus moindres que l'aquaculture (Vietnam News, 2003). Ces marais salants sont situés sur des terres anciennement occupées par la mangrove. Ils sont artificiels et ne présentent donc pas d'avantage environnemental, et ne remplissent pas de fonction particulière dans l'écosystème côtier.

L'analyse SIG a permis de considérer les sites pour le développement de l'aquaculture à l'intérieur du district selon un certain nombre de critères physiques. Il est important de mentionner que le choix des critères d'évaluation et des poids accordés à chacun d'entre eux n'a pas été validé par des experts dans les domaines de la gestion des ressources naturelles et de l'aquaculture, et que les résultats doivent donc être interprétés en conséquence. De plus, elle ne présente pas une analyse complète des facteurs à considérer dans la sélection des sites, mais fournit tout de même une bonne indication de l'aptitude des sites. On constate que, selon l'analyse effectuée, près de 30% des terres évaluées ont été classées dans des catégories représentant des classes jugées convenables (classes 5, 6 et 7) au développement de l'aquaculture, laissant croire à un potentiel important dans le district de Giao Thuy.

10. Conclusion et recommandations

Les méthodes de détection des changements post-classificatoires utilisant la télédétection impliquent généralement un taux élevé de faux changements dû aux erreurs de classification des images. Des méthodes ont été développées afin de réduire ces erreurs pour divers environnements, mais celles-ci

s'adaptent difficilement à un milieu au dynamisme élevé et comportant différents types de changements. Une approche innovatrice de détection des changements a été développée dans cette étude afin de proposer une solution qui convienne à ces situations. Elle offre une méthodologie intéressante pour les études où :

- l'on cherche à obtenir l'information relative aux types d'occupation du sol présents avant et après les changements détectés;
- les changements sont nombreux et de nature diverse;
- les classifications sont suffisamment exactes et basées sur une bonne connaissance du terrain, tout spécialement pour la classification sélectionnée comme date initiale dans l'étude.

L'utilisation de la méthode requiert une attention particulière dans la conception de la matrice de choix du rehaussement. Une erreur dans la matrice pourrait rendre difficile la détection de certains types de changements et l'invalidation de véritables changements, produisant une erreur d'omission. Son utilité est aussi conditionnelle à l'exactitude de la classification de l'image choisie comme date initiale, étant donné qu'en cas de changement invalidé c'est cette classification qui est présumée correcte.

La méthodologie de détection des changements introduite ici a été validée avec les données disponibles dans le cadre de l'étude. Ces données, comprenant des cartes topographiques et d'utilisation du sol, n'ont pas permis d'en démontrer scientifiquement l'efficacité. Il serait intéressant de l'appliquer à une étude dans laquelle les changements seraient connus de manière plus précise afin d'être en mesure de mieux évaluer son efficacité à améliorer les résultats d'une étude diachronique.

L'analyse des sites convenables au développement de l'aquaculture présentée ici porte sur l'évaluation de critères physiques qui ne composent qu'une partie des critères qui doivent être considérés dans la prise de décision relative à la sélection des sites. Tout de même, cette analyse pourra être utilisée, conjointement avec l'analyse qualitative des stratégies de planification élaborées dans la section 7.2, par les gestionnaires des ressources du district de Giao Thuy. Dans le cadre d'une étude subséquente, on pourrait ajouter à cette analyse l'évaluation de plusieurs autres facteurs socio-économiques et environnementaux qui n'ont pas été inclus dans la présente étude. Les SIG sont très utiles à une telle analyse et n'imposent aucune limite en ce qui a trait au nombre de facteurs à considérer. La disponibilité des données est bien souvent le facteur limitant et il serait profitable de

recueillir certaines données sur le terrain (par exemple les échantillons de sols et d'eau) pour venir compléter les données existantes.

Le développement de l'aquaculture implique plusieurs risques pour l'environnement et son succès dépend en retour de la qualité de cet environnement. De là l'importance d'une bonne gestion et d'un suivi des impacts de cette activité. La présente étude porte principalement sur un de ces impacts, mais plusieurs méritent une attention particulière, entre autres la qualité et la capacité du milieu récepteur des effluents rejetés et les effets sur les espèces vivantes qui en dépendent. Les mangroves procurent plusieurs avantages à ces espèces ainsi qu'aux communautés locales, et en suivant la logique d'exploitation du modèle occidental qui déferle actuellement sur le Viêt-nam, une question semble se poser : en procurent-elles suffisamment pour justifier leur conservation? Pour plusieurs la réponse est affirmative, et le cas de Giao Thuy démontre une volonté de préserver cette ressource qui est le résultat d'une prise de conscience issue de la recherche scientifique et des efforts de sensibilisation. Il serait toutefois intéressant d'effectuer ce même type d'étude à l'échelle du pays pour vérifier si cette volonté est généralisée.

11. Références

- AAHRI (Aquatic Animal Health Research Institute), 3rd edn., 1997. Health management in shrimp ponds. Department of fisheries, Kasetsart University Campus, Bangkok. 152p.
- Adeel, Z., Pomeroy, R. 2002, Assessment and management of mangrove ecosystems in developing countries. *Trees*, vol.16, pp. 235-238.
- Adger, N.W., 1999. Exploring income inequality in rural, coastal Viet Nam. *The Journal of Development Studies*, Vol. 35, No. 5, pp. 96-119.
- Adger, N.W, Luttrell, C., 2000. Property rights and the utilization of wetlands. *Ecological Economics*, Vol. 35, pp. 75-89.
- Aguilar-Manjarrez, J., Ross, L.G., 1995. GIS enhances aquaculture development. *GIS World*, March 1995, pp. 52-56.
- Aguilar-Manjarrez, J., 1996. Development and evaluation of GIS-based models for planning and management of coastal aquaculture: a case study in Sinaloa, México. PhD Thesis. Institute of aquaculture, University of Sterling, Scotland, UK. 364 p.
- Alonso-Pérez, F., Ruiz-Luna, A., Turner, J., Berlanga-Robles, C.A., Michelson-Jacob, G., 2003. Land cover changes and impact of shrimp aquaculture on the landscape in the Ceuta coastal lagoon system, Sinaloa, Mexico. *Ocean & Coastal Management*, Vol. 46, pp. 583-600.

- ASPRS, 1999. Accuracy assessment of remote sensing-derived change detection. Edited by Siamak Khorram. Monograph Series. 64 p.
- Baran, E., Hambrey, J., 1998. Mangrove conservation and coastal management in Southeast Asia : What impact on fishery resources? *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 37, Nos. 8-12, pp. 431-440.
- Barg, U.C. 1995. Lignes directrices pour la promotion de la gestion de l'environnement dans le développement de l'aquaculture côtière. FAO (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture), Document technique sur les pêches, n.328. Rome, 133p.
- BCR (Le Bureau de la Convention RAMSAR), 2000. Qu'est-ce que la Convention de RAMSAR sur les zones humides? Site Internet : http://ramsar.org/about_infopack_2f.htm
- Blasco, F., Gauquelin, T., Rasolofoharino, M., Denis, J., Aizpuru, M., Caldairou, V. 1998. Recent advances in mangrove studies using remote sensing data. *Marine Freshwater Resources*, vol. 49, pp. 287-296.
- Bonn, F. Rochon, G., 1992. Précis de télédétection. Vol. 1 : Principes et méthodes. Presses de l'Université du Québec. 485 p.
- Boyd, C.E., 1999. Codes of practice for responsible shrimp farming. Global Aquaculture Alliance, St. Louis, MO, USA. 48 pages.
- Boyd, C.E. 2002. Mangroves and coastal aquaculture. *In* R.R. Stickney and J.P. McVey (eds.) *Responsible Marine Aquaculture*. CABI Publishing, pp. 145-157.
- Boyd, C.E, Clay, J.W. 1998. Shrimp aquaculture and the environment. *Scientific American*, June 1998, pp. 58-65.
- Bùi Thị Diệp, 2000. Recherche sur les changements de l'occupation des terres et des ressources de la zone littorale au sud de l'estuaire de Ba Lat : apport des SIG. Mémoire de maîtrise, Université Nationale de Hanoi (traduit du vietnamien). 68 p.
- Choudhury, J.K., 1997. Aménagement durable des forêts côtières de mangrove : développement et besoins sociaux. *In* Échange d'expérience et état de l'art sur la gestion forestière durable par écorégions : Mangroves et autres forêts côtières. XI Congrès Forestier Mondial, 13- 22 Octobre, Antalya, Turquie, pp. 265-285.
- Cohen, M., 2002. Sweet and sour shrimp. *Far Eastern Economic Review*, Vol. 165, No. 35, pp. 38-40.
- Cohen, W.B., Fiorella, M., 1998. Comparison of methods for detecting conifer forest change with Thematic Mapper imagery. Chap. 6, p. 89-102, *in* Lunetta, R.S., Elvidge, C.D. (editors) 1998, *Remote sensing change detection: Environmental monitoring methods and applications*. Ann Arbor Press. 318 p.

- Coppin, P.R., Bauer, M.E., 1994. Processing of multitemporal Landsat TM imagery to optimize extraction of forest cover change features. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, Vol. 32, No. 4, pp. 918-927.
- CPFS (Chambre de la planification financière et des statistiques de Giao Thuy), 2000. Situation socio-économique de Giao Thuy en 2000 et orientations pour 2001-2005. (traduit du vietnamien). 10p.
- Crist, E.P., 1985. A TM tasseled cap equivalent transformation for reflectance factor data. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 17, pp. 301-306.
- Csavas, I. 1993. Aquaculture development and environmental issues in the developing countries of Asia, p. 74-101. *in* R.S.V. Pullin, H. Rosenthal and J.L. Maclean (eds.) *Environment and aquaculture in developing countries*. ICLARM Conf. Proc. 31, 359 p.
- Dahdouh-Guebas, F. 2002. The use of remote sensing and GIS in the sustainable management of tropical coastal ecosystems. *Environment, development and sustainability*, vol.4, pp.93-112.
- De Silva, S.S. 1998. Tropical mariculture: current status and prospects. *In* De Silva, S.S. (Ed.) *Tropical Mariculture*. Academic Press, pp.1-16.
- Dierberg, F.E., Kiattisimkul, W. 1996. Issues, impacts, and implications of shrimp aquaculture in Thailand. *Environmental Management*, vol. 20, no. 5, pp. 649-666.
- DGT (District de Giao Thuy), 2001. Rapport sur la réalisation des objectifs socio-économiques et culturels de 1998, 1999 et 2001.
- Eckhardt, D.W., Verdin, J.P., 1990. Automated update of an irrigated lands GIS using SPOT HRV imagery. *Photogrammetric engineering & Remote Sensing*, Vol. 56, No. 11, pp. 1515-1522.
- EJF (Environmental Justice Foundation), 2003. Risky business: Vietnamese Shrimp Aquaculture – Impacts and Improvements. London, UK, 41 p.
- Elvidge, C.D., Yuan, D., Weerackoon, R.D., Lunetta, R.S., 1995. Relative radiometric normalization of Landsat multispectral scanner (MSS) data using an automated scattergram-controlled regression. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, Vol. 61, No. 10, pp. 1255-1260.
- ENVI (The Environment for Visualizing Images), 2001. ENVI online help. Research Systems Inc.
- FAO (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture), 1976. Cadre pour l'évaluation des terres. Rome, 64 p.
- FAO (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture), 1993. Directives pour la planification de l'utilisation des terres. Rome, 96 p.
- FAO (Fisheries Department) 1997. Aquaculture development. FAO technical guidelines for responsible fisheries No.5. FAO, Rome, 40p.

- FAO, 2000. FishStat Plus v. 2.30. Fisheries Data Analysis Software for Windows.
- FAO (Department of Agriculture, Fisheries and Forestry Australia) 2001. Report of the FAO/Government of Australia expert consultation on good management practices and good legal and institutional arrangements for sustainable shrimp culture. Brisbane, Australia, 4-7 December 2000. FAO Fisheries Report. No. 659. Rome, FAO. 2001. 70p.
- FAO, 2002. The state of world fisheries and aquaculture. Rome, Italie, 150 p.
- Fung, T., 1990. An assessment of TM imagery for land-cover change detection. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, Vol. 28, No. 4, pp. 681-684.
- Fung, T., LeDrew, E., 1988. The determination of optimal threshold levels for change detection using various accuracy indices. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, Vol. 54, No. 10, pp. 1449-1454.
- GESAMP (IMO/FAO/UNESCO-IOC/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection), 2001. Planning and management for sustainable coastal aquaculture development. Rep. Stud. GESAMP, (68): 90p.
- Gourou, P., 1936. Les paysans du Delta Tonkinois. Publications de l'École française d'Extrême-Orient. 667 p.
- Green, K., Kempka, D., Lackey, L., 1994. Using remote sensing to detect and monitor land-cover and land-use change. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, Vol. 60, No. 3, pp. 331-337.
- Green, E.P., Clark, C.D., Mumby, P.J., Edwards, A.J., Ellis, A.C., 1998. Remote sensing techniques for mangrove mapping. International Journal of Remote Sensing, vol. 19, no. 5, pp. 935-956.
- Gubry, P., 2000. Population et développement au Viêt-nam. Éditions Karthala, Ceped. 607 p.
- Hempel, E., Winther, U., 2002. Shrimp farming and the environment: can shrimp farming be undertaken sustainably? A discussion paper designed to assist in the development of sustainable shrimp aquaculture. Document préparé en collaboration avec la banque mondiale 102 p.
- Hong, Phan Nguyen and Hoang Thi San, 1993. Mangroves of Vietnam. IUCN, Bangkok, Thailand, 173p.
- Huang, C., Wylie, B., Yang, L., Homer, C., Zylstra, G. 2002. Derivation of a tasselled cap transformation based on Landsat 7 at-satellite reflectance. International Journal of Remote Sensing, Vol. 23, No. 8, 1741-1748.
- ISAN (Industrial Shrimp Action Network), 2000. Ecuador: State of emergency declared over lost shrimp revenue. World Catch News Network, 26 septembre 2000. Site Internet: www.shrimpaction.com

- Janssen, R., Padilla, J.E. 1999. Preservation or conversion? Valuation and evaluation of a mangrove forest in the Philippines. *Environmental and Resource Economics*, Vol. 14, pp. 297-331.
- Jensen, J.R. (editor) 1983, Urban/suburban land use analysis. *Manual of remote sensing*, Vol. 2, second edition (Falls Church, Virginia: American Society of Photogrammetry), pp. 1571-1666.
- Jensen, J.R. 1996. *Introductory digital image processing: a remote sensing perspective*. 2nd edn. Prentice-Hall, Upper Saddle River, NJ, USA, 318 p.
- Jensen, J.R., Cowen, D.J., Althausen, J.D., Narumalani, S., Weatherbee, O., 1993. An evaluation of the coastwatch change detection protocol in South Carolina. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, Vol. 59, No. 6, pp. 1039-1046.
- Kapetsky, J.M., McGregor, L., Nanne, H.E., 1987. A geographical information system and satellite remote sensing to plan for aquaculture development: a FAO – UNEP/GRID cooperative study in Costa Rica. *FAO Fish. Tech. Pap.*, (287): 51 p.
- Kovacs, J.M., Wang, J., Blanco-Correa, M., 2001. Mapping disturbances in a mangrove forest using multi-date Landsat TM imagery. *Environmental Management*, vol. 27, no. 5, pp. 763-776.
- Lebel, L., Tri, N.H., Saengnoee, A., Pasong, S., Buatama, U., Thoa, L.K. 2002. Industrial transformation and shrimp aquaculture in Thailand and Vietnam: pathways to ecological, social, and economic sustainability? *Ambio*, vol.31 no.4, p.311-323.
- Le Thi Van, H., 2002. Is sustainable mangrove management possible? *Kyoto Review*, octobre 2002.
- Lighthill, J., Holland, G.J., Gray, W.M., 1994. Global climate change and tropical cyclones. *Bulletin of the American Meteorological Society*, Vol. 75, pp. 2147-2157.
- Long, B.G., Skewes, T.D., 1996. A technique for mapping mangroves with Landsat TM satellite data and geographic information system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 43, pp. 373-381.
- Lunetta, R.S., Elvidge, C.D., (eds.), 1999. *Remote sensing change detection: Environmental monitoring methods and applications*. Taylor & Francis Ltd., London, 318 p.
- Lunetta, R.S., Ediriwickrema, J., Johnson, D.M., Lyon, J.G., McKerrow, A., 2002. Impacts of vegetation dynamics on the identification of land-cover change in a biologically complex community in North Carolina, USA. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 82, pp. 258-270.
- MAÉF (Ministère des Affaires Étrangères de France), 2002. Fiche signalétique du Viêt-nam. Site Internet : www.france.diplomatie.fr.
- Malila, W.A., 1980. Change vector analysis: an approach for detecting forest changes with Landsat. P. 326-335 in *Proceedings of the 6th annual symposium on machine processing of remotely sensed data*, 03-06 June, Purdue University, West Lafayette, Indiana.

- Mas, J.-F., 1998. Une revue des méthodes et des techniques de télédétection du changement. *Journal Canadien de Télédétection*, Vol. 26, No. 4, pp. 349-362.
- Mas, J.-F., 1999. Monitoring land-cover changes: a comparison of change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 20, No. 1, pp. 139-152.
- McLeod, I., Pantus, F., Preston, N. 2002, The use of a geographical information system for land-based aquaculture planning. *Aquaculture Research*, vol. 33, pp. 241-250.
- Mitsch, W.J. and Gosselink, J.G., 1993. *Wetlands*, 2nd edn. Van Nostrand Reinhold, New York, 722pp.
- MOF (Ministry of Fisheries, Socialist Republic of Vietnam), 1999. Summary of the National programme for aquaculture development, period 1999-2010. 20p.
- MPND (Ministère des Pêches de Nam Dinh), 2000. Rapport d'étude de faisabilité du projet de zone d'élevage industriel de crevettes de Giao Thuy (traduit du vietnamien). 112 p.
- NASA, 2003. Chapter 11 – Data Products, *in* Landsat 7 Science Data Users Handbook. Adresse Internet: http://www.gsfc.nasa.gov/IAS/handbook/handbook_htmls/chapter11/chapter11.html
- Nath, S.S., Bolte, J.P, Ross, L.G., Aguilar-Manjarrez, J., 2000. Applications of geographical information systems (GIS) for spatial decision support in aquaculture. *Aquacultural Engineering*, vol. 23 , no. 1 , p. 233.
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development), 1999. The politics and economics of transition to an open market economy in Viet Nam. Technical papers No. 152. Adresse Internet: <http://www.oecd.org/dev/publication/tp1a.htm>. 58 p.
- Paez-Osuna, F. 2001, The environmental impact of shrimp aquaculture : causes, effects, and mitigating alternatives. *Environmental Management*, vol 28, no. 1, pp. 131-140.
- Phillips M.J., C. Kwei Lin, M.C.M. Beveridge. 1993. Shrimp culture and the environment: lessons from the world's most rapidly expanding warmwater aquaculture sector. P.171-197. *in* R.S.V. Pullin, H. Rosenthal and J.L. Maclean (eds.) *Environment and aquaculture in developing countries*. ICLARM Conf. Proc. 31, 359 p.
- Pilon, P.G., Howarth, P.J., Bullock, R.A., 1988. An enhanced classification approach to change detection in semi-arid environments. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, Vol. 54, No. 12, pp. 1709-1716.
- Primavera, J.H. 1997. Socio-economic impacts of shrimp culture. *Aquaculture Research*, vol. 28, pp. 815-827.
- Pullin, R.S.V., 1993. An overview of environmental issues in developing-country aquaculture, p.1-19. *in* R.S.V. Pullin, H. Rosenthal and J.L. Maclean (eds.) *Environment and aquaculture in developing countries*. ICLARM Conf. Proc. 31, 359 p.

- Ramírez-García, P., López-Blanco, J., Ocaña, D., 1998. Mangrove vegetation assessment in the Santiago river mouth, Mexico, by means of supervised classification using Landsat TM imagery. *Forest Ecology and Management*, vol. 105, pp. 217-229.
- Ridd, M.K., Liu, J., 1998. A comparison of four algorithms for change detection in an urban environment. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 63, pp. 95-100.
- Rogan, J., Franklin, J., Roberts, D.A., 2002. A comparison of methods for monitoring multitemporal vegetation change using thematic mapper imagery. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 80, pp. 143-156.
- Rönnbäck, P., 1999. The ecological basis for economic value of seafood production supported by mangrove ecosystems. *Ecological Economics*, Vol. 29, pp. 235-252.
- Ruiz-Luna, A, Berlanga-Robles, C.A., 1999. Modifications in coverage patterns and land use around the Huizache-Caimanero lagoon system, Sinaloa, Mexico: a multi-temporal analysis using Landsat images. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol. 49, pp. 37-44.
- Salam, M.A., Ross, L.G., Beveridge, M.C.M., 2003. A comparison of development opportunities for crab and shrimp aquaculture in southwestern Bangladesh, using GIS modelling. *Aquaculture*, Vol.220, pp. 477-494.
- Saaty, T.L., 1977. A scaling method for priorities in hierarchical structure. *Journal of Mathematics and Physiology*, Vol. 15, pp. 234-281.
- Schott, J.R., Salvaggio, C., Volchok, W.J., 1988. Radiometric scene normalization using pseudoinvariant features. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 26, pp. 1-16.
- Seto, K.C., Woodcock, C.E., Song, C., Huang, X., Lu, J., Kaufmann, R.K., 2002. Monitoring land-use change in the Pearl River Delta using Landsat TM. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 23, No. 10, pp. 1985-2004.
- Singh, A. 1989, Digital change detection techniques using remotely-sensed data. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 10, No. 6, pp. 989-1003.
- SSND (Service des statistiques de Nam Dinh), 2001. *Annuaire statistique 1996 – 2000*. 43 p.
- Sulong, I., Mohd-Lokman, H., Mohd-Tarmizi, K., Ismail, A., 2002. Mangrove mapping using Landsat imagery and aerial photographs: Kenaman district, Terengganu, Malaysia. *Environment, Development and Sustainability*, vol. 4, pp. 135-152.
- Tacon, A.G.J., Phillips, M.J., Barg, U.C., 1995. Aquaculture feeds and the environment: the Asian experience. *Water Science & Technology*, vol.31, no. 10, pp. 41-59.
- Thêm, T.N., 2001. Recherche sur l'identité de la culture vietnamienne. Éditions THẾ GIỚI, Hanoi. 836p.

- Tookwinas, S., Leeruksakiat, P. 1999, Application of geographic information system (GIS) technique for shrimp farm and mangrove forest development in Chanthaburi province, Thailand. *Thai Mar. Fish. Res. Bull.*, vol. 7, pp. 1-16.
- Tri, N.H., Adger, W.N., Kelly, P.M., 1998. Natural resource management in mitigating climate impacts: the example of mangrove restoration in Vietnam. *Global Environmental Change*, Vol. 8, No. 1, pp. 49-61.
- Tri, N.H., Hong, P.N., Adger, W.N., Kelly, P.M., 1999. Mangrove conservation and restoration for enhanced resilience. Paper for the International Congress on Ecosystems Health: Managing for ecosystems health, Sacramento, California, USA, August 15-20.
- Turner, R.K., Adger, W.N., Crooks, S., Lorenzoni, I., Ledoux, L., 1999. Sustainable coastal resources management: principles and practice. *Natural Resources Forum*, Vol. 23, pp. 275-286.
- UNEP/WCMC (United Nations Environment Programme/World Conservation Monitoring Centre), 1994. Biodiversity Profile of the Socialist Republic of Viet Nam. Site Internet: <http://www.unep-wcmc.org/infoserv/country/vietnam/index.html>
- USGS, 2003. Revised Landsat 5 TM radiometric calibration procedures and post-calibration dynamic ranges. Adresse Internet: <http://landsat7.usgs.gov/documents/L5TMCAL2003.pdf>
- Verger, F., 1996. La télédétection des domaines littoraux. in Bonn, F. (dir.), *Précis de télédétection*, vol. 2, Applications thématiques. Sainte-Foy, Presses de l'Université du Québec, 633 p.
- Vietnam Economy, 2004. US shrimp producers file anti-dumping complaints. *Vietnam Economy*, 2 janvier 2004. Adresse Internet: www.vneconomy.com.vn.
- Vietnam News, 2003. Salt workers used to hard grind find shrimps are more profitable. *Vietnam News Service*, 19 août.
- VNS (Vietnam News Service), 2002. Shrimp farmers keep track of latest techniques on Internet. *Vietnam News*, 2 novembre 2002.
- Wade, H., Nguyen, V.V., Nguyen, H.T., 2002. Preliminary overview of shrimp aquaculture in Vietnam. *International Marinelifelife Alliance*. 7 p.
- WCED (World Commission on Environment and Development), 1987. *Our Common Future. The Brundtland Report*. London: Oxford University Press, 400 p.
- Xiuwan, C., 2002. Using remote sensing to analyze land cover change and its impacts on regional sustainable development. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 23, No. 1, pp. 107-124.
- Yuan, D., Elvidge, C.D., 1996. Comparison of relative radiometric normalization techniques. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, Vol. 51, pp. 117-126.

Annexe 1 : Aménagement de bassins d'aquaculture sur l'île de Cat Ba, Viêt-nam



Annexe 2 : Niveaux d'intensification de la crevetteculture

	Extensif	Semi-intensif	Intensif
Nourriture ¹	Naturelle	Naturelle + suppléments	Aliments formulés
Gestion de l'eau ¹	Marée	Marée + pompe	Pompe + aération
Profondeur de l'eau (m) ³	0,4 – 1	0,7 – 1,5	1 – 2
Surface des bassins (ha) ¹	2 – 20	1 – 5	0,1 – 1
Densité de repeuplement (ind./m ²) ¹	0,1 – 1	1 – 5	5 – 25 et plus
Production (kg/ha/année) ¹	100 – 500	500 – 4 000	4 000 – 15 000 et plus
Coûts de production (/ha) ³	faible	15 000\$ - 25 000 \$US	25 000\$ - 100 000 \$US
Coûts de construction et de préparation des bassins (/ha) ^{2,4}	466 \$US	16 666 \$US	10 000 – 50 000 \$US

(Sources : 1. Phillips et *al.*, 1993; 2. Boyd et Clay, 1998; 3. Hempel et Winther, 2002; 4. EJF, 2003)

Annexe 3 : Caractéristiques des productions crevetteières au Viêt-nam

	Nord Viêt-nam	Sud Viêt-nam	Centre Viêt-nam	Est Thaïlande
Grandeur moyenne des bassins (ha)	20,1	2,6	0,7	0,52
Densité moyenne du peuplement (ind./m ²)	3,7	4,8	28,7	66,0
Pourcentage des exploitations utilisant la nourriture artificielle	78	14	100	99
Proportion de crevettes tigrées dans la récolte	60	57	100	100
Pourcentage des crevettes tigrées récoltées considérées comme larges (<30 ind./kg)	37	71	2	4
Production moyenne de crevettes tigrées (kg/récolte/ha)	142	185	2 920	4 460

(Source : Lebel *et al.*, 2002)

Annexe 4 : Questionnaire utilisé lors des entrevues réalisées auprès des aquaculteurs de Giao Thuy

Martin Béland

Questionnaire, Nam Dinh, mai 2002

Page 1

Nom du répondant:	
Village :	
Commune :	
Coordonnée GPS :	X : Y :
Date, heure :	
No. De la photo :	
Age du répondant :	
Sexe :	<input type="checkbox"/> M <input type="checkbox"/> F
Statut :	<input type="checkbox"/> Célibataire <input type="checkbox"/> Marié <input type="checkbox"/> Veuf <input type="checkbox"/> Divorcé
Éducation :	<input type="checkbox"/> École primaire <input type="checkbox"/> École secondaire <input type="checkbox"/> École technique <input type="checkbox"/> Université <input type="checkbox"/> Illettré <input type="checkbox"/> Autre :
Occupation principale du répondant :	Nombre d'année d'études : <input type="checkbox"/> Agriculture <input type="checkbox"/> Aquaculture <input type="checkbox"/> Pêches <input type="checkbox"/> Travailleur, fonctionnaire <input type="checkbox"/> Marchand

Nombre de membres dans la famille :	M :	
	F :	
Revenu total du foyer en 2001		
Source	Revenu (VND)	
1. Aquaculture		
- crevette récolte 1		
- crevette récolte 2		
- récolte de crabe		
- autres :		
Sous-total aquaculture		
2. Pêches		
3. Culture		
4. Agriculture		
5. Jardinage		
6. Activité artisanale (Nghe phu)		
7. Services et vente de biens		
8. Salaire (toutes les sources)		
9. Production de sel		
10. Autre :		
Revenu total du foyer :		
	<u>Superficie totale des terres (m²)</u>	<u>Nombre de bassins ou de parcelles</u>
• Aquaculture		
• Riz		
• Jardin		
• Production de sel		
• Autres :		
Mode d'acquisition des terres: (i.e. : Attribution, Location, Transmission, Succession)	Aquaculture : Riz : Jardin : Sel : Autre :	

Aquaculture		
Nombre d'années d'utilisation des bassins d'aquaculture:		
Changez-vous l'eau des bassins durant la récolte des crevettes :		<input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non
Si oui :	De quelle façon l'échange d'eau est effectué :	<input type="checkbox"/> Par la marée <input type="checkbox"/> À l'aide d'une pompe <input type="checkbox"/> Par la marée et une pompe <input type="checkbox"/> Autre :
	De quelle qualité est l'eau utilisée :	<input type="checkbox"/> Très bonne <input type="checkbox"/> Légèrement mélangée à de l'eau résiduelle venant d'autres bassins <input type="checkbox"/> Très fortement mélangée à de l'eau résiduelle venant d'autres bassins <input type="checkbox"/> Eau polluée
	Calendrier de pompage et drainage	
Si non :	Pour quelle raison :	<input type="checkbox"/> Pas d'eau disponible <input type="checkbox"/> Pas de façon d'évacuer l'eau du bassin <input type="checkbox"/> Pas d'équipement <input type="checkbox"/> Ce n'est pas nécessaire <input type="checkbox"/> Autre :

<p>Quelles sont selon vous les facteurs pouvant conduire à des productions faibles pour l'aquaculture : (par ordre d'importance de 1 à 10, 10 étant le plus important)</p>	<ul style="list-style-type: none"> <input type="checkbox"/> Qualité de l'eau <input type="checkbox"/> Qualité du sol <input type="checkbox"/> Climat défavorable <input type="checkbox"/> Manque de capital <input type="checkbox"/> Manque de bonnes variétés <input type="checkbox"/> Manque de main d'œuvre <input type="checkbox"/> Prix de marché bas <p>Discussion :</p>
<p>Quels sont vos projets pour les terres dans la prochaine année et dans le futur :</p>	

Merci de votre collaboration!

Photos:

No	Direction	Contenu

Annexe 5 : Cibles de normalisation radiométrique

* Les valeurs de réflectance sont multipliées par un facteur de 350

Cible de normalisation : Mangrove			Cible de normalisation : Piste			Cible de normalisation : Eau			
Nombre de points utilisés : 22			Nombre de points utilisés : 4			Nombre de points utilisés : 545 090			
Bande	Réflectance apparente moyenne	Écart-type	Bande	Réflectance apparente moyenne	Écart-type	Bande	Réflectance apparente moyenne	Écart-type	
Année 2001	1	35,32	1,13	1	54	1,41	1	39,26	1,51
	2	26,18	0,80	2	53,25	2,06	2	24,5	1,39
	3	16,55	1,01	3	56,25	3,86	3	13,53	1,07
	4	96,36	4,90	4	80,5	2,65	4	8,24	1,17
	5	30,18	2,77	5	103	3,92	5	3,34	0,67
	7	9,32	2,10	7	87,75	4,79	7	2,53	1,01

Cible de normalisation : Mangrove			Cible de normalisation : Piste			Cible de normalisation : Eau			
Nombre de points utilisés : 22			Nombre de points utilisés : 4			Nombre de points utilisés : 514 675			
Bande	Réflectance apparente moyenne	Écart-type	Bande	Réflectance apparente moyenne	Écart-type	Bande	Réflectance apparente moyenne	Écart-type	
Année 1992	1	41,77	0,97	1	53,25	0,96	1	41,16	1,22
	2	31,55	0,74	2	51	0,82	2	27,17	1,10
	3	30,14	0,99	3	65,75	0,96	3	23,2	0,99
	4	85,36	2,79	4	76	1,63	4	13,58	1,07
	5	28,95	3,05	5	103,5	1,29	5	5,21	1,17
	7	7,23	1,82	7	79,75	1,26	7	1,37	1,31

Cible de normalisation : Mangrove			Cible de normalisation : Piste			Cible de normalisation : Eau			
Nombre de points utilisés : 22			Nombre de points utilisés : 5			Nombre de points utilisés : 499 840			
Bande	Réflectance apparente moyenne	Écart-type	Bande	Réflectance apparente moyenne	Écart-type	Bande	Réflectance apparente moyenne	Écart-type	
Année 1986	1	36,27	0,55	1	51,6	1,67	1	40,83	1,35
	2	30,14	0,99	2	50,4	0,89	2	26,5	1,84
	3	21,73	1,16	3	52,8	1,79	3	15,5	1,29
	4	103	4,15	4	76,6	4,04	4	9,54	1,29
	5	27,73	2,93	5	92,8	5,89	5	2,98	1,06
	7	7,45	1,97	7	77,6	7,47	7	1,13	1,38

Annexe 6 : Matrices des changements

Changements 1986 –1992

1992

	Non classifié	Mangrove	Casuarina	Sable	Sol nu sec	Sol nu humide	Mangrove jeune ou endommagée	Eau	Aquaculture	Mangrove/aquaculture	Jute	total
1986 Non classifié	68994	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	68994
Mangrove	15	1665	99	228	120	1830	1218	160	1143	1957	0	8435
Casuarina	0	1	115	18	2	46	0	35	0	0	0	217
Sable	0	5	81	985	86	286	14	300	92	0	0	1849
Sol nu sec	10	62	89	664	723	1263	28	793	853	27	0	4512
Sol nu humide	3	239	15	311	73	2199	174	806	1524	54	0	5398
Mangrove jeune ou endommagée	3	555	83	121	43	780	941	209	552	389	0	3676
Eau	3	1017	1	622	819	5613	1684	69197	2945	31	0	81932
Aquaculture	2	0	0	12	4	627	5	5	683	2	0	1340
Mangrove/aquaculture	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Jute	0	7	6	216	167	397	97	16	153	16	572	1647
Total	69030	3551	489	3177	2037	13041	4161	71521	7945	2476	572	178000

Changements 1992 –2001

2001

	Non classifié	Mangrove	Casuarina	Sable	Sol nu sec	Sol nu humide	Mangrove jeune ou endommagée	Eau	Aquaculture	Mangrove/aquaculture	Jute	total
1992 Non classifié	69002	2	0	0	2	3	0	1	19	1	0	69030
Mangrove	0	1832	1	20	180	217	308	36	227	730	0	3551
Casuarina	0	1	282	14	52	16	35	26	30	33	0	489
Sable	0	28	176	1010	714	206	60	444	477	62	0	3177
Sol nu sec	0	5	44	74	1106	198	47	268	287	8	0	2037
Sol nu humide	0	678	22	121	1441	3745	583	1556	4795	100	0	13041
Mangrove jeune ou endommagée	0	832	0	12	61	237	1230	77	788	924	0	4161
Eau	0	4534	49	211	2457	6464	2455	53326	1967	58	0	71521
Aquaculture	0	506	0	10	200	836	267	31	6027	68	0	7945
Mangrove/aquaculture	0	26	0	0	7	76	31	6	720	1610	0	2476
Jute	0	7	0	2	103	22	9	0	15	4	410	572
Total	69002	8451	574	1474	6323	12020	5025	55771	15352	3598	410	178000

Changements 1986 –2001

2001

	Non classifié	Mangrove	Casuarina	Sable	Sol nu sec	Sol nu humide	Mangrove jeune ou endommagée	Eau	Aquaculture	Mangrove/aquaculture	Jute	total	
1986	Non classifié	68994	0	0	0	0	0	0	0	0	0	68994	
	Mangrove	4	871	37	84	181	900	659	139	3324	2236	0	8435
	Casuarina	0	2	93	16	10	6	0	90	0	0	0	217
	Sable	0	21	123	340	293	189	49	366	462	6	0	1849
	Sol nu sec	3	115	122	248	963	616	128	890	1389	38	0	4512
	Sol nu humide	1	307	29	138	373	1111	225	684	2404	126	0	5398
	Mangrove jeune ou endommagée	0	398	21	56	143	422	414	202	1436	584	0	3676
	Eau	0	6714	148	485	3885	8370	3429	53383	4942	576	0	81932
	Aquaculture	0	1	0	8	93	198	4	7	1022	7	0	1340
	Mangrove/aquaculture	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Jute	0	22	1	99	382	208	117	10	373	25	410	1647
	Total	69002	8451	574	1474	6323	12020	5025	55771	15352	3598	410	178000

Annexe 7 : Matrices d'erreurs des classifications (en pixels)

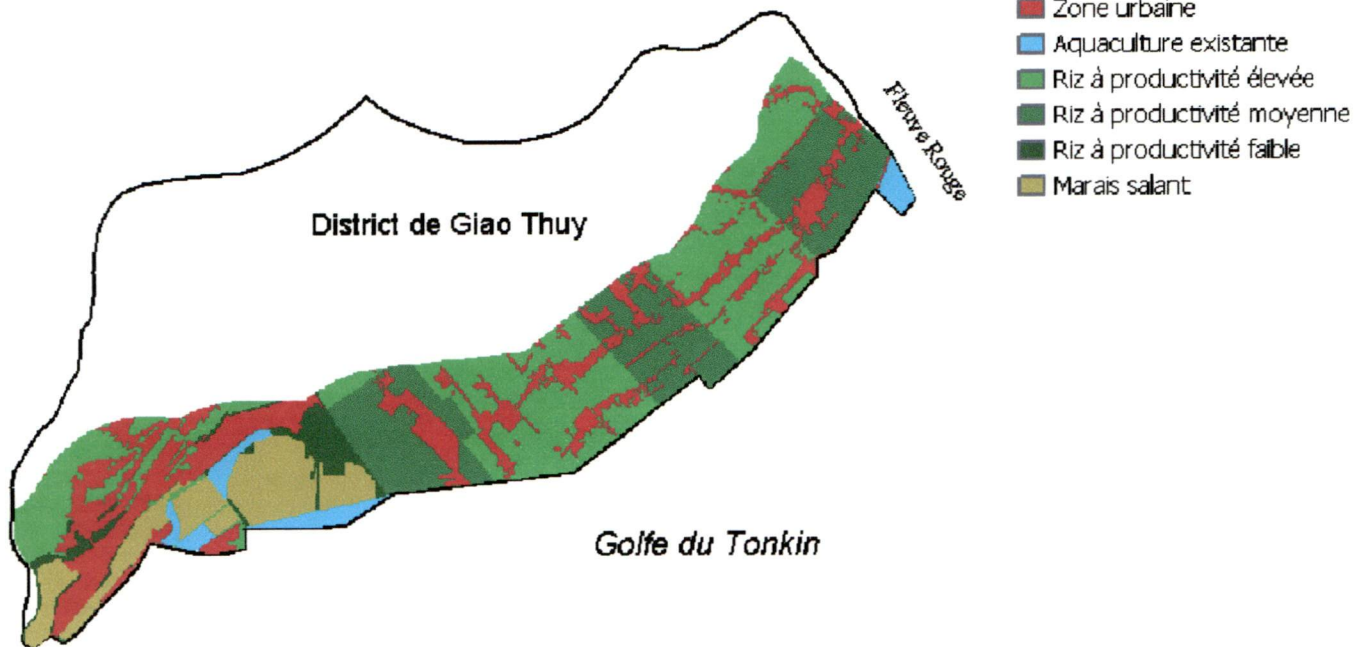
Classification	1986	Référence		
		Mangrove	Autres classes	Total
	Mangrove	7453	981	8434
	Mangrove jeune	2637	1032	3669
	Autres classes	3964	94131	98095
	Total	14054	96144	110198

Classification	1992	Référence				
		Mangrove	Mangrove/ aquaculture	Aquaculture	Autres classes	Total
	Mangrove	2105	1262	63	121	3551
	Mangrove/aquaculture	129	1945	217	181	2472
	Aquaculture	12	961	5733	1239	7945
	Mangrove jeune	1476	1643	396	631	4146
	Autres classes	4685	2369	6663	78367	92084
	Total	8407	8180	13072	80539	110198

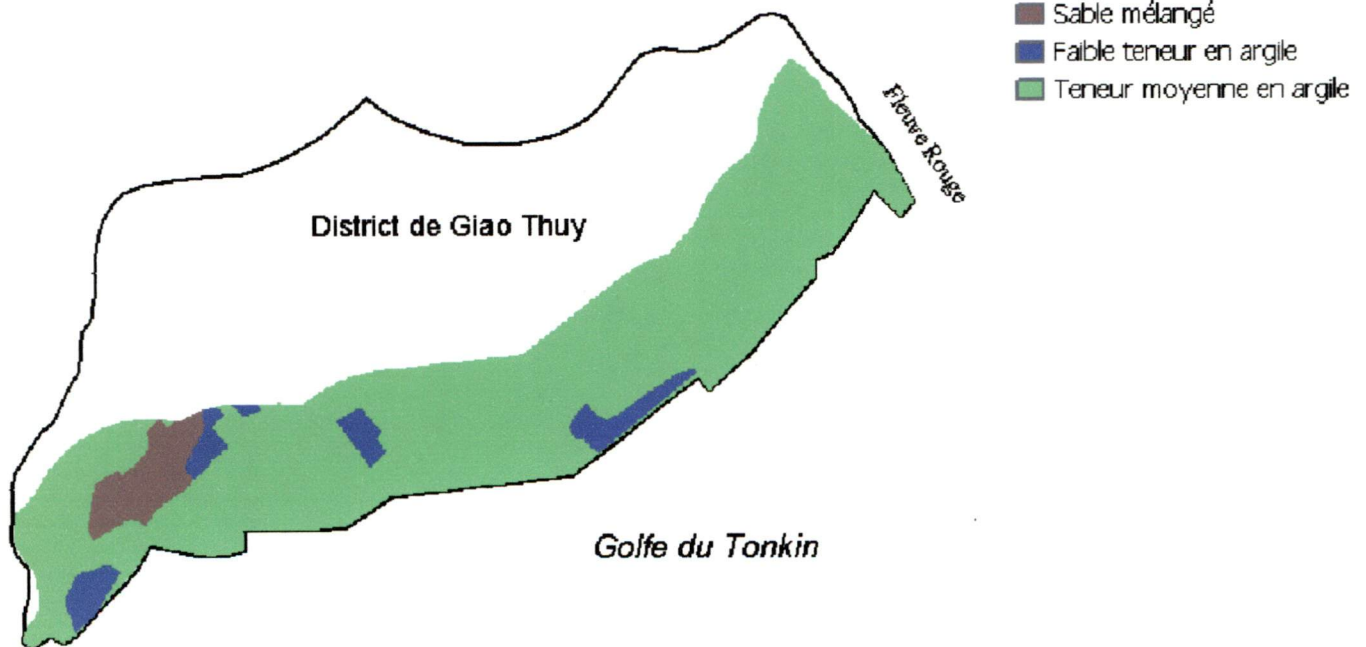
Classification	2001	Référence				
		Mangrove	Mangrove/ aquaculture	Aquaculture	Autres classes	Total
	Mangrove	7646	75	293	437	8451
	Mangrove/aquaculture	139	474	2714	266	3593
	Aquaculture	140	130	14033	1044	15347
	Mangrove jeune	2758	54	704	1493	5009
	Autres classes	2460	30	4131	71177	77798
	Total	13143	763	21875	74417	110198

Annexe 8 : Cartes utilisées dans l'analyse SIG

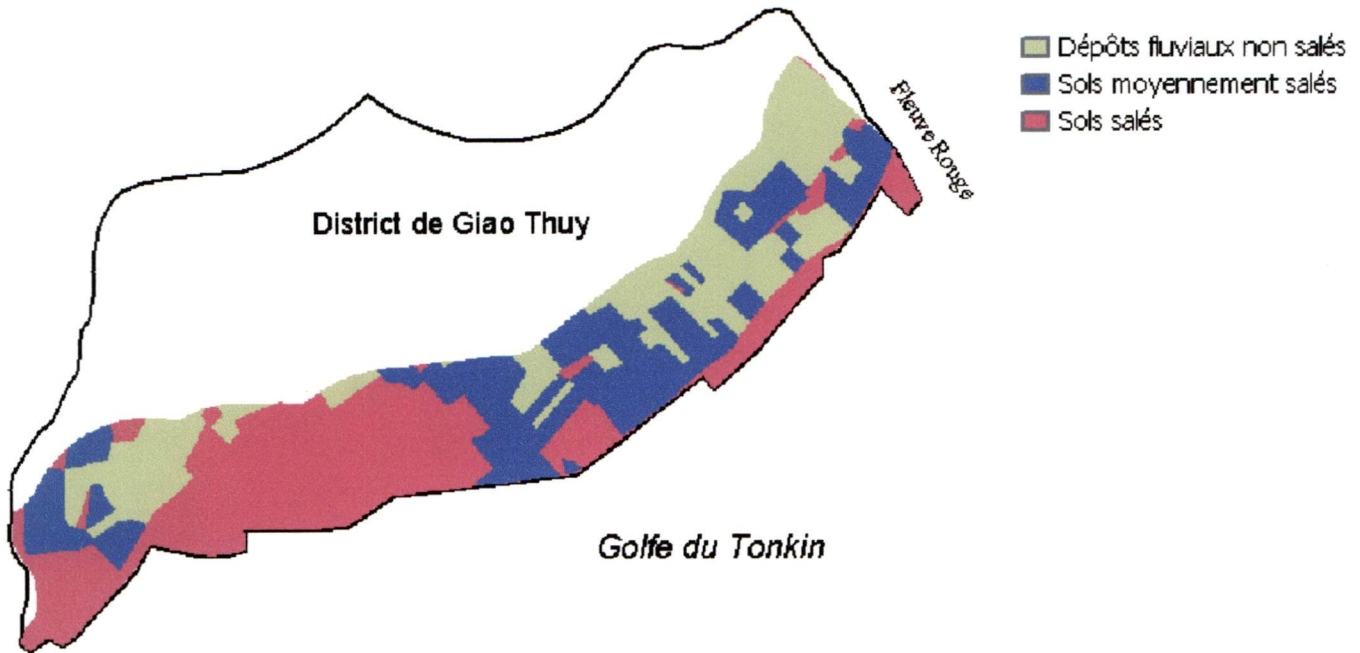
Utilisation du sol



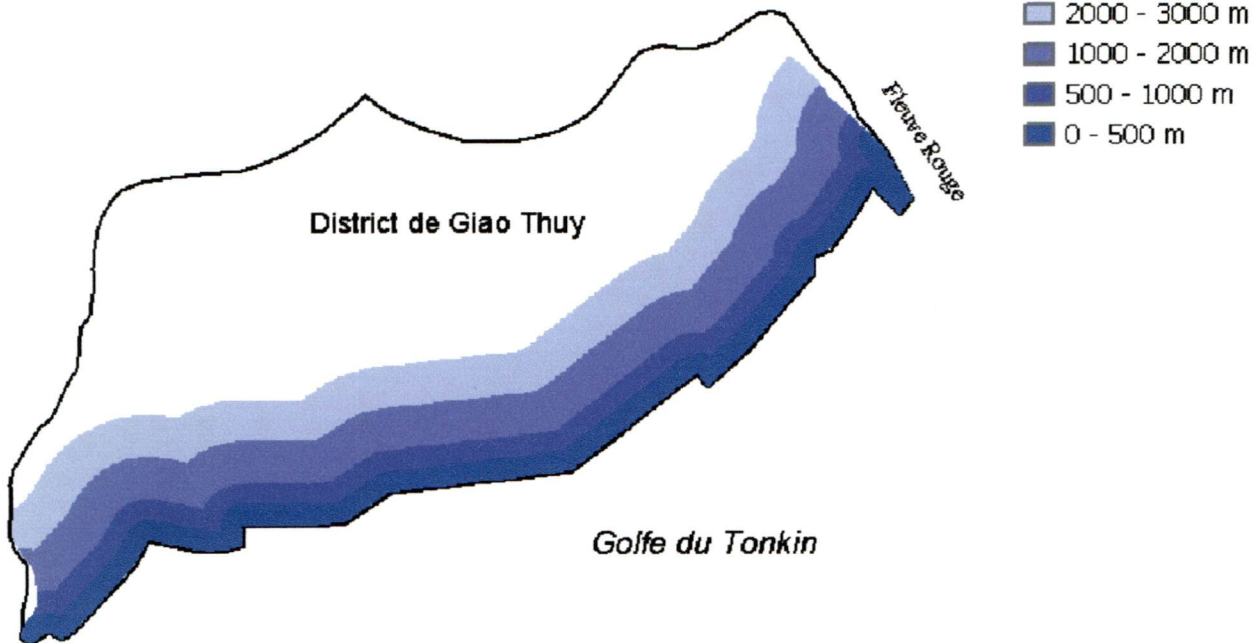
Texture du sol



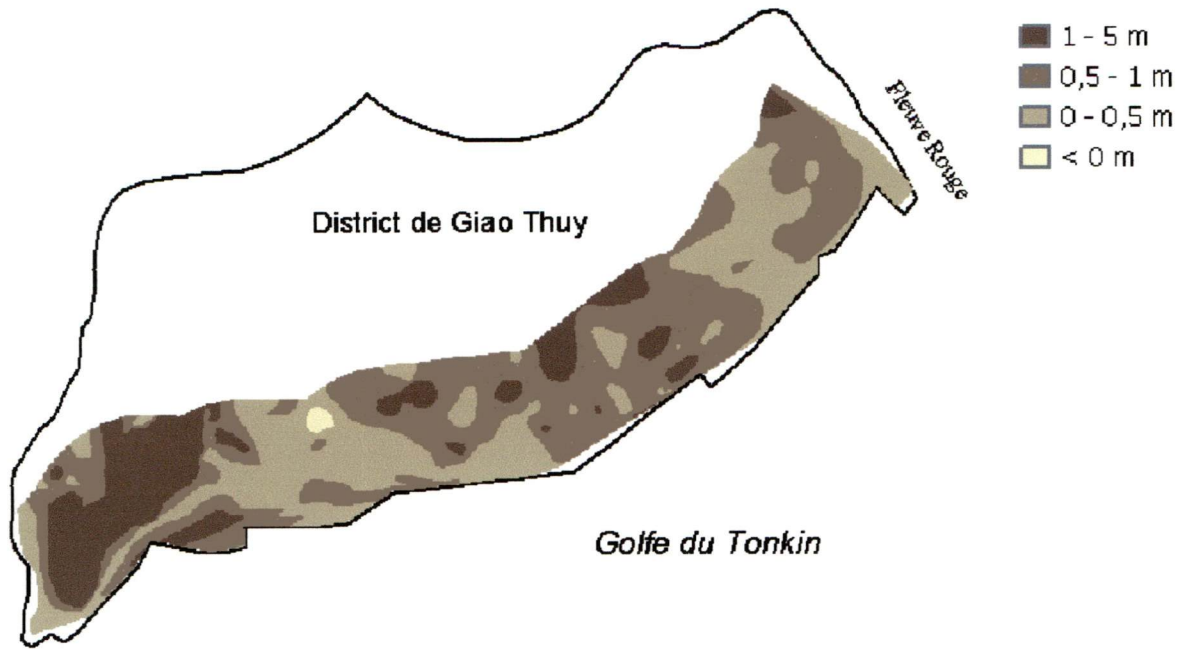
Types de sols



Distance de la source d'eau



Altitude



Pente

