

GIS och multipel linjär regression som verktyg för sårbarhetsanalys av sjöar

***Fredrik Carlsson
Martin Lidholm***

**Department of Fire Safety Engineering and Systems Safety
Lund University, Sweden**

**Brandteknik och Riskhantering
Lunds tekniska högskola
Lunds universitet**

Report 5238, Lund 2007

**GIS och multipel linjär regression som verktyg för
sårbarhetsanalys av sjöar**

**Fredrik Carlsson
Martin Lidholm**

Lund 2007

GIS och multipel linjär regression som verktyg för sårbarhetsanalys av sjöar.
GIS and multiple linear regression as tools for vulnerability analysis of lakes.

Fredrik Carlsson
Martin Lidholm

Report 5238
ISSN: 1402-3504
ISRN: LUTVDG/TVBB--5238—SE

Number of pages: 69

Keywords

Quantifying vulnerability, environmental risk, GIS, geographical information system, resilience, multiple linear regression.

Sökord

Kvantifiering av sårbarhet, miljörisk, GIS, geografiska informationssystem, motståndskraft, multipel linjär regression

Abstract

The report aims at quantifying vulnerability of lakes by multiple linear regression, in which transparency of the water is used as a proxy for vulnerability and parameters such as area and depth of the lake as independent descriptors. Data was acquired from Swedish environmental monitoring programs. The analysis results in a model that can be used to predict this trend and thus predict the vulnerability of lakes. In this study it is shown that coniferous forest, lake area and mean depth of the lake is of great importance when predicting water transparency. The model is finally used to visualize the vulnerability for a sample of lakes on a map using geographical information systems (GIS). Finally it is argued that quantification of vulnerability is an important step in the risk management process and that the used methodology could be applied in many different areas.

© Copyright: Brandteknik, Lunds tekniska högskola, Lunds universitet, Lund 2007.

Brandteknik och Riskhantering
Lunds tekniska högskola
Lunds universitet
Box 118
221 00 Lund

brand@brand.lth.se
<http://www.brand.lth.se>

Telefon: 046 - 222 73 60
Telefax: 046 - 222 46 12

Department of Fire Safety Engineering
and Systems Safety
Lund University
P.O. Box 118
SE-221 00 Lund
Sweden

brand@brand.lth.se
<http://www.brand.lth.se/english>

Telephone: +46 46 222 73 60
Fax: +46 46 222 46 12

SAMMANFATTNING

För att kunna skydda och bevara miljön behövs verktyg för att identifiera problemområden och prioritera resurser. Många gånger råder osäkerhet kring vilka effekter som är att vänta och hur olika åtgärder skulle kunna påverka utvecklingen hos miljön. Miljöriskbedömningar har sedan 60-talet använts för att bedöma och hantera effekterna av människans inverkan på miljön. Dessa riskbedömningar har varit inriktade på att studera effekter av enskilda hot och stressfaktorer på enskilda ekologiska processer. Istället för att fokusera på enskilda risker har sårbarhetsbegreppet introducerats för att sätta fokus på det skyddsvärda. Sårbarhet brukar när det gäller miljön definieras utifrån nyckelbegreppen stress, känslighet och anpassningsförmåga.

De mest utvecklade metoderna för bedömning av sårbarhet är indexbaserade och anpassade för stora områden som till exempel länder eller stora regioner. Begränsningen med dessa metoder är att de inte i särskilt stor utsträckning kvantifierar sårbarhet, och detta gör att de blir mindre användbara som beslutsunderlag. Om sårbarheten kvantifieras kan effekterna av förändringar och åtgärder som påverkar det undersökta systemet bedömas mer noggrant.

I denna studie diskuteras begreppet sårbarhet utifrån relationen mellan de faror som hotar ett system och systemets motståndskraft mot dessa, där motståndskraften påverkas av systemets känslighet och återhämtningsförmåga. Denna rapport syftar till att kvantifiera sårbarhet hos sjöar genom att fastställa samband mellan en känslighetsparameter och ett antal deskriptorer. Känslighetsparameter definieras som en variabel som kan användas för att mäta känsligheten hos ett system, och deskriptorer är faktorer som antas påverka känsligheten.

Siktdjupsförändring används som känslighetsparameter. Minskat siktdjup innebär försämrad ekologisk status hos en sjö och dess vatten blir mindre användbart som dricksvatten. De sjöar som snabbare och i större utsträckning får ett minskat siktdjup bedöms således som mer sårbara. De deskriptorer som används är bland andra areaandel skog kring sjöarna samt sjöarnas medeldjup och pH. Data har hämtats från datavärddar som Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMHI) och Lantmäteriet.

Med hjälp av en statistisk metod kallad multipel linjär regression undersöks sambanden mellan känslighetsparametern och deskriptorerna. Resultatet från denna regression är en modell som kan användas för att förutsäga siktdjupsförändring hos sjöar. Utifrån regressionen kan de deskriptorer som tydligast påverkar siktdjupsförändringar identifieras. Hur stor inverkan de olika deskriptorerna har varierar beroende på hur den testade modellen ser ut. I rapporten används geografiska informationssystem (GIS) för att ta fram data som används i den multipla linjära regressionen. Därefter visualiseras känsligheten för ett antal sjöar med hjälp av GIS. Utifrån detta arbete bedöms GIS som ett användbart verktyg i en sårbarhetsanalys eftersom det ger stora möjligheter att analysera spatiala mönster och hantera stora mängder data.

Generellt sett minskar siktdjupet mer hos sjöar med stor andel barrskog kring sjön, stor sjöarea och stort medeldjup. Omvänt indikerar lövskog en förbättring av siktdjupet. Vad dessa resultat beror på fastställs inte i denna rapport men en diskussion förs kring möjliga orsaker. Trots relativt stora osäkerheter i de linjära trenderna hos data bedöms modellen vara användbar så länge hänsyn tas till dessa osäkerheter.

En diskussion förs också kring sårbarhetsanalysens roll i riskhanteringsprocessen och argument framförs för att sårbarhetsanalys är ett viktigt redskap som kompletterar riskanalys. Slutligen diskuteras metodikens användbarhet för andra områden och ämnesdiscipliner än just sjöar. Metodiken framstår som användbar inom ett stort antal områden för att uppskatta sårbarhet.

Statistiska samband av den typ som påvisats i denna studie skulle kunna användas för att skapa en översikt över sårbara områden. Sambanden bör också kunna användas för att se vilka faktorer som påverkar sårbarheten hos ett område mest, och därefter kunna prioritera åtgärder efter detta.

FÖRORD

Detta examensarbete är utfört i samarbete med SWECO Position och SWECO VIAK i Malmö. Där vill vi främst tacka Fredrik Ekelund och Peter Rothstein för handledning och stöd, men även andra personer som hjälpt oss lösa olika problem under arbetets gång.

Vi vill även tacka Göran Bengtsson, professor vid ekologiska institutionen på Lunds universitet och verksam inom LUCRAM (Lund University Centre for Risk Analysis and Management). Göran har fungerat som formell handledare och även på många sätt initiativtagare till detta examensarbete.

Fredrik Carlsson

Martin Lidholm

Lund, september 2007

Innehåll

Sammanfattning.....	1
Förord.....	3
1 Inledning.....	1
1.1 Bakgrund.....	1
1.2 Problemformulering.....	2
1.3 Syfte	3
1.4 Metodik.....	3
1.5 Avgränsningar och omfattning.....	4
1.6 Målgrupp.....	4
1.7 Rapportens disposition	4
2 Risk och riskhantering.....	6
2.1 Begreppet risk.....	6
2.2 Bedömning och hantering av miljörisk.....	7
2.2.1 Riskhanteringsprocessen	7
2.2.2 Miljöriskbedömning.....	8
3 Sårbarhetsanalys.....	10
3.1 Metoder för sårbarhetsanalys	10
3.1.1 Miljösårbarhetsindex.....	10
3.1.2 Sårbarhetsyta	11
3.1.3 Regional sårbarhetsanalys.....	11
3.1.4 Kommunal risk- och sårbarhetsanalys	11
3.1.5 DRASTIC.....	12
4 Miljöproblem i sjöar.....	13
5 Geografiska informationssystem.....	14
5.1 Koordinatsystem, kartprojektion och referenssystem.....	15

6	Multipel linjär regression	16
6.1	Korrelationskoefficient	17
6.2	Stegvis multipel linjär regression	17
7	Metoder.....	18
7.1	Val av känslighetsparameter och deskriptorer.....	18
7.1.1	Känslighetsparameter.....	18
7.1.2	Deskriptorer	19
7.2	Dataanalys	20
7.2.1	Datainsamling	20
7.2.2	Strukturering och bearbetning av data	21
7.2.3	Beräkningar och kvalitetsanalys.....	26
7.3	Prediktion av känslighet.....	28
8	Resultat	30
8.1	Multipel linjär regression	30
8.1.1	Negativ siktdjupsförändring	31
8.2	Känslighetsgradering	34
8.3	Prediktion av känslighet.....	34
8.4	Utvärdering av indata	38
9	Diskussion	43
9.1	Sårbarhetsanalys i riskhanteringsprocessen.....	43
9.2	Kvantifiering av sårbarhet	44
9.2.1	Val av känslighetsparameter.....	45
9.2.2	Begränsningar hos prediktionsmodellerna.....	45
9.2.3	Felkällor och osäkerheter	46
9.2.4	Dataunderlag och GIS.....	46
9.2.5	Utveckling.....	46
10	Slutsats	47

11 Litteraturförteckning.....	48
Bilaga 1.....	52
Bilaga 2.....	53
Bilaga 3.....	54
Bilaga 4.....	57
Bilaga 5.....	59
Bilaga 6.....	64
Bilaga 7.....	66
Bilaga 8.....	67
Bilaga 9.....	68

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Människans påverkan på miljön har ökat allt mer sedan den industriella revolutionen, och under senare tid har även medvetenhet om denna påfrestning ökat. Genom vårt sätt att utnyttja naturresurser i allt större omfattning samt genom spridning av ämnen som är främmande för miljön har ett stort antal miljöproblem uppkommit som påverkar oss människor. Många miljöproblem har varit svåra att förutsäga, och när de inträffat har de orsakat irreparabla skador (O'Neill, o.a., 1997). För att kunna bevara miljön och de tillgångar som den utgör är det viktigt att kunna bedöma på vilket sätt samhällsutvecklingen ger upphov till miljörisker, så att vi effektivt kan fördela resurser för restaurering och skydd för miljön (Smith, 2000).

När miljöriskbedömningar utvecklades under 1960-talet lades inte särskilt mycket vikt vid begreppet sårbarhet (Kvaerner, Swensen, & Erikstad, 2006). Traditionellt har miljöriskbedömningar istället fokuserat på effekterna av enskilda stressfaktorer på specifika ekologiska processer (Smith, 2000), till exempel hur en väg eller kemikalie kan förväntas påverka en speciell art eller en speciell funktion hos ett ekosystem. Dessa miljöriskbedömningar har ofta varit en del i en riskhanteringsprocess som beslutsunderlag (U.S. Environmental Protection Agency, 1992).

Sårbarhet är ett begrepp som introducerats för att identifiera områden i behov av särskild behandling eller skydd, istället för att fokusera på enskilda risker och deras påverkan på miljön. Som exempel kan nämnas den internationella konvention som i slutet av 70-talet togs fram för att begränsa utsläpp av bland annat olja och ballastvatten från båtar i områden som bedömdes vara särskilt känsliga och sårbara (Zacharias & Gregr, 2005).

Cutter (2003) menar att tre huvudinriktningar för begreppet sårbarhet kan urskiljas i den vetenskapliga litteraturen: Identifiering av förhållanden som gör människor eller områden sårbara, sårbarhet som ett socialt fenomen och sårbarhet som ett mått på motståndskraft mot faror. När det gäller socio-ekologiska eller ekologiska system brukar definitioner av sårbarhet enligt Adger (2006) innehålla huvudkomponenterna stress, känslighet och anpassningsförmåga.

Ekosystem kan ses som relativt stabila system som har förmåga att absorbera och återhämta sig från normala störningar som brand, översvämningar och torka. Problem uppstår då systemet utsätts för stress som ligger utanför de gränser som systemet klarar av och som pressar det utanför den naturliga variationen (Bradley & Smith, 2004).

Timmerman (1981) definierade för mer än 20 år sedan sårbarhet som graden av negativ reaktion vid en farlig händelse. Omfattningen av den negativa reaktionen bestäms av systemets motståndskraft, som utgörs av systemets förmåga att absorbera och återhämta sig från den farliga händelsen. Holling (1973) hade knappt tio år tidigare lanserat idén om att ett system kunde vara instabilt ur ett kort perspektiv, till exempel variera mycket från år till år, men trots detta vara motståndskraftigt eftersom det återvänder till utgångstillståndet.

Att hantera sårbarhet och genomföra sårbarhetsanalyser innebär således att ta hänsyn till ett systems motståndskraft mot händelser och stressfaktorer. Hur man ska göra detta är inte självklart men forskning pågår och det finns förslag på metodiker. De metodiker som idag är mest utvecklade bygger på olika typer av index där olika ingående faktorer betygsätts och sammanvägs till ett index som uttrycker sårbarheten. Dessa metoder omfattar oftast större områden som länder (South Pacific Applied Geoscience Commission, 2007) eller stora regioner.

Ett exempel på en metod som tagits fram för stora regioner är Regional Vulnerability Analysis (ReVA) som har tagits fram av amerikanska naturvårdsverket, U.S. Environmental Protection Agency (US EPA).

Grundtanken med ReVA är att identifiera relevanta mätparametrar för vilka data finns tillgängliga (Smith, Tran, & O'Neill, 2003). Man utgår från undersökningar som påvisat samband mellan stressfaktorer (faktorer som påverkar miljön negativt) och effekter, samt data som samlats in genom olika miljöövervakningsprogram. ReVA utnyttjar också de tekniska framsteg som har gjort det möjligt att se miljöproblem i ett större perspektiv med hjälp av geografiska informationssystem (GIS) och försöker med hjälp av dessa hitta samband mellan hot och värdefulla resurser i miljön.

Att med hjälp av GIS undersöka miljötillstånd ur ett rumsligt perspektiv har visat sig mycket användbart och kompletterar mer detaljerade undersökningar (O'Neill, o.a., 1997). GIS är också mycket användbart när det gäller att bedöma miljörisker och risker för olika typer av naturkatastrofer. Till exempel kan översvämningshotade områden identifieras genom att kombinera hydrologiska beräkningar med simuleringar av nederbörds mängder i ett GIS, och risken för skogsbränder kan uppskattas genom att kombinera vegetationskartor och väderdata (Mansor, Billa, Setiawan, Jabar, & Shariah, 2004).

Multipel linjär regression är ytterligare ett hjälpmedel som kan användas för att förutsäga sårbarheten i ett område. Till exempel har en studie i Japan genomförts där man med hjälp av multipel linjär regression försökte kvantifiera betydelsen av olika faktorer som påverkar ett områdes sårbarhet för översvämningar (Connor & Hiroki, 2005).

1.2 Problemformulering

När det gäller framtida miljörisker är osäkerheterna stora, både på grund av kunskapsbrist och genuina osäkerheter, men trots detta är det viktigt att hantera dessa risker och kunna fatta beslut när det gäller åtgärder för att skydda vår miljö. För att kunna fatta så effektiva och välgrundade beslut som möjligt är det viktigt att utveckla metoder och modeller för beslutsstöd. Olika beslutsfattare kan då lättare bestämma om åtgärder behöver vidtas, samt var resurserna ska sättas in för att få störst effekt med de medel som finns tillgängliga. De indexbaserade metoder som tagits fram för att kunna bedöma sårbarheten hos större områden har den begränsningen att de bygger på kvalitativa eller semi-kvalitativa uppskattningar av sårbarhet. Indexbaserade metoder ger inte ett kvantitativt mått på sårbarheten och det kan vara svårt att agera utifrån dessa, eftersom det också blir svårt att kvantifiera hur sårbarheten skulle kunna påverkas.

För att utveckla sårbarhetsbegreppet och sätta det i ett sammanhang formulerades följande frågeställningar som ligger till grund för studien som redovisas i denna rapport:

- Hur ser sambandet mellan riskhantering och sårbarhetsanalys ut?
- Hur kan sårbarheten hos en naturresurs definieras och kvantifieras? Kan man med en multivariat statistisk metod karaktärisera sårbarheten som ett samband mellan känsligheten för störningar och olika egenskaper hos naturresursen?
- På vilket sätt kan GIS användas i en miljö-sårbarhetsanalys? Kan GIS användas för att samla in dataunderlag till en multivariat statistisk analys och kan sårbarheten hos naturresursen visualiseras i GIS?

Sjöar är tydligt definierade geografiskt och en stor mängd data har samlats in över deras kemiska och fysiska egenskaper. Därför har denna rapport inriktat sig på kvantifiera sårbarheten hos svenska sjöar.

1.3 Syfte

Huvudsyftet med denna rapport är att kvantifiera sårbarheten hos sjöar genom att försöka finna samband mellan känslighet och ett antal faktorer som till exempel kemiska data, fysiska egenskaper och egenskaper hos omgivande landskap. Rapporten syftar också till att utvärdera hur GIS kan användas för att få fram relevant data och visualisera resultaten från en sådan kvantifiering.

1.4 Metodik

En litteraturstudie genomfördes inledningsvis och denna ligger till grund för beskrivning av traditionell riskhantering och miljöriskbedömning, samt nyckelbegrepp och beskrivning av några metoder som finns tillgängliga för sårbarhetsanalys.

En tankemodell konstruerades enligt följande och denna ligger till grund för den dataanalys som genomförts:

1. Känslighet kan uttryckas som en förändring över tid hos en känslighetsparameter. En känslighetsparameter är en egenskap hos ett system som avspeglar något värdefullt, och därmed sårbart, hos systemet. Från mänskligt perspektiv är det för ekosystem de funktioner och tjänster som systemet tillhandahåller som är värdefulla och om dessa minskar värdet. Hos en sjö skulle exempel på känslighetsparametrar kunna vara siktdjup, fiskavkastning eller artrikedom eftersom dessa representerar något som anses värdefullt nämligen de biologiska förhållandena i sjön.
2. Deskriptorer är egenskaper hos ett system och dess omgivning som påverkar systemets känslighet. En deskriptor är en egenskap som i sig inte avgör värdet på systemet men som kan påverka systemets känslighet. Exempel på potentiella deskriptorer för sjöar är djup, storlek på tillrinningsområde eller markanvändning kring sjön eftersom de egentligen inte påverkar vår värdering av en sjö men de skulle kunna påverka sjöns känslighet.

Utifrån denna tankemodell formulerades en hypotes enligt följande:

- Känsligheten hos svenska sjöar kan uttryckas som en funktion av ett antal deskriptorer.

För att hitta lämpliga känslighetsparametrar studerades svenska Naturvårdsverkets bedömningskriterier för sjöar. Därigenom skapades en överblick över tillgängliga parametrar och miljöproblem som relateras till dessa mätparametrar.

I litteraturstudien har också ingått att skapa en överblick över viktiga faktorer som påverkar sjöars ekosystem samt hur dessa faktorer kan karaktäriseras. Ett antal deskriptorer har därefter analyserats för att avgöra deras lämplighet och pålitlighet för att beskriva känsligheten hos en sjö i en statistisk analys.

Vissa deskriptorer har valts ut baserat på om de är intressanta att analysera med hjälp av GIS, det vill säga, om de kan analyseras ur ett spatialt perspektiv. Exempel på spatiala deskriptorer är längd på vägar och andel skog kring sjöar. Även deskriptorer som inte är spatialt bundna, till exempel medeldjup och pH, har undersökts.

Slutligen har resultaten från den multipla regressionen använts för att beräkna förväntad siktdjupsförändring hos ett urval sjöar i Skåne län. Den förväntade siktdjupsförändringen har sedan använts för att i ett GIS visualisera känsligheten, och därmed en del av sårbarheten, för sjöarna.

1.5 Avgränsningar och omfattning

Denna rapport kommer inledningsvis att se på miljöårbarhet ur ett brett perspektiv för att lägga en teoretisk grund, men kommer sedan att avgränsa sig till att undersöka sårbarheten hos svenska sjöar. Vad gäller testning och fallstudier har vi utgått från befintlig data som är tillgänglig från myndigheter och institutioner. Inga nya mätningar har gjorts.

Arbetet syftar inte till att ta fram en så heltäckande sårbarhetsanalys som möjligt utan är begränsad till att hitta samband mellan deskriptorer och känslighet hos sjöar, vilket dock borde utgöra en viktig del i en sårbarhetsanalys. Vidare har inte alla tänkbara deskriptorer och känslighetsparametrar analyserats utan ett urval har testats för att undersöka om arbetsmetodiken är användbar.

1.6 Målgrupp

Denna rapport riktar sig främst till de som är intresserade av risk- och sårbarhetsanalyser för miljö, till exempel personer som arbetar med hållbarhetsfrågor eller riskhanteringsfrågor som gäller miljö och samhällsutveckling. Rapporten kan också vara intressant för personer med ett allmänt intresse för risk- och sårbarhet eller som vill veta mer om hur GIS kan appliceras inom detta område. Den riktar sig även till studenter på riskhanteringsprogrammet vid Lunds tekniska högskola.

1.7 Rapportens disposition

Efter den inledande delen av rapporten kommer en teoridel, där grundläggande begrepp såsom risk och sårbarhet behandlas utifrån de tankemodeller som finns återgivna i den vetenskapliga litteraturen. Vidare kommer tillgängliga metoder för miljöårbarhetsanalys att presenteras översiktligt. Därefter kommer metod för insamling, hantering och analys av data samt resultaten från denna analys att redovisas. I den avslutande delen kommer resultaten från studien att diskuteras och slutsatser att dras.

Inledande del

- Inledande formalia.
- Inledningskapitel; bakgrund, syfte, avgränsningar, metod, målgrupp, disposition.

Huvuddel

- Risk & sårbarhet, miljösjårbarhetsanalys, GIS, multivariata metoder.
- Beskrivning av & resultat från genomförd studie.

Avslutande del

- Diskussion
- Slutsats

2 Risk och riskhantering

För att sätta begreppet sårbarhet och sårbarhetsanalys i ett sammanhang följer här en genomgång av begreppen risk, riskhantering och miljöriskbedömning.

Risk- och sårbarhetsanalyser kan genomföras på ett stort antal sätt och beror till stor del på vad syftet med analysen är samt vilka avgränsningar som görs. Begreppen är således beroende av sammanhanget (Zacharias & Gregr, 2005), och det är viktigt att de tydligt definieras när de används. Detta understryks av Kaplan (1997), som menar att det finns två typer av kommunikationsproblem i världen; att människor använder samma ord men med olika innebörd alternativt olika ord men med samma betydelse. Ett exempel som är knutet till detta arbete är att begreppen "ecological risk" och "environmental risk" enligt vissa betyder samma sak men det förstnämnda ofta används i USA och det senare i Europa (Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 1997). Andra menar att "ecological risk assessment" är en delkomponent i begreppet "environmental risk assessment" (Brookes, 2001). Brookes (2001) menar att problemet med varierande terminologi till stor del beror på att området är relativt nytt och utvecklas snabbt.

Det är alltså viktigt att tydligt definiera begreppen när de först används för att undvika missförstånd. Vi kommer fortsättningsvis i rapporten att översätta "ecological risk" och "environmental risk" med ekologisk risk och miljörisk och behandla dessa som synonymer.

2.1 Begreppet risk

Ordet risk kan ha olika betydelse beroende på sammanhang och vem som använder det, men Mattsson (2000) menar att fyra olika betydelser av ordet risk kan urskiljas:

1. Ett hot eller en fara.
2. En sannolikhet.
3. En sammanvägning av sannolikhet och skadans storlek.
4. Ett spridningsmått.

Nummer tre kan sägas utgöra det traditionella tekniska perspektivet på risk och enligt Kaplan & Garrick (1981) svarar begreppet risk på tre frågor: Vad kan hända, hur troligt är det, och vilka är konsekvenserna? Dessa frågor kan sägas utgöra en risktrippel som baseras på tre olika parametrar, $\{S, P, K\}$, där S står för scenario, P för sannolikhet och K för konsekvens. Den totala risken, R , utgörs då av en sammanräkning av samtliga scenarier, sannolikheter och konsekvenser.

Kolluru & Brooks (1996) har anpassat Kaplan & Garricks (1981) definition av risk till ett ekologiskt perspektiv. Enligt dem beskriver den första parametern, S , det oönskade scenario som är själva objektet för analysen. Ett oönskat scenario kan till exempel vara en ökad mängd kemikalie i ett vattendrag. Den andra parametern, P , är sannolikheten för att det oönskade scenariot inträffar och den tredje, K , består av en värdering av konsekvenserna av det oönskade scenariot. Analysen av ekologisk risk består ofta av flera scenarier och den totala risken beror därför av antalet scenarier (Ekvation 1).

Ekvation 1

$$\text{total risk } R = \begin{bmatrix} S_1 & P_1 & K_1 \\ \vdots & \vdots & \vdots \\ S_n & P_n & K_n \end{bmatrix}$$

2.2 Bedömning och hantering av miljörisk

Ekologiska system karaktäriseras av att de är mycket komplexa och det är ofta svårt att uppskatta konsekvenser av olika former av stress som ekosystem utsätts för (Kolluru & Brooks, 1996). Därför tar man ibland inte hänsyn till konsekvensparametern när det gäller miljörisker, utan väljer att definiera risk som sannolikheten för oönskade negativa effekter av exponering för en given fara (U.S. Environmental Protection Agency, 2006). Det finns dock stora variationer på analysmetoder och allt från kvantitativa och probabilistiska till deterministiska eller kvalitativa analyser förekommer (U.S. Environmental Protection Agency, 1992).

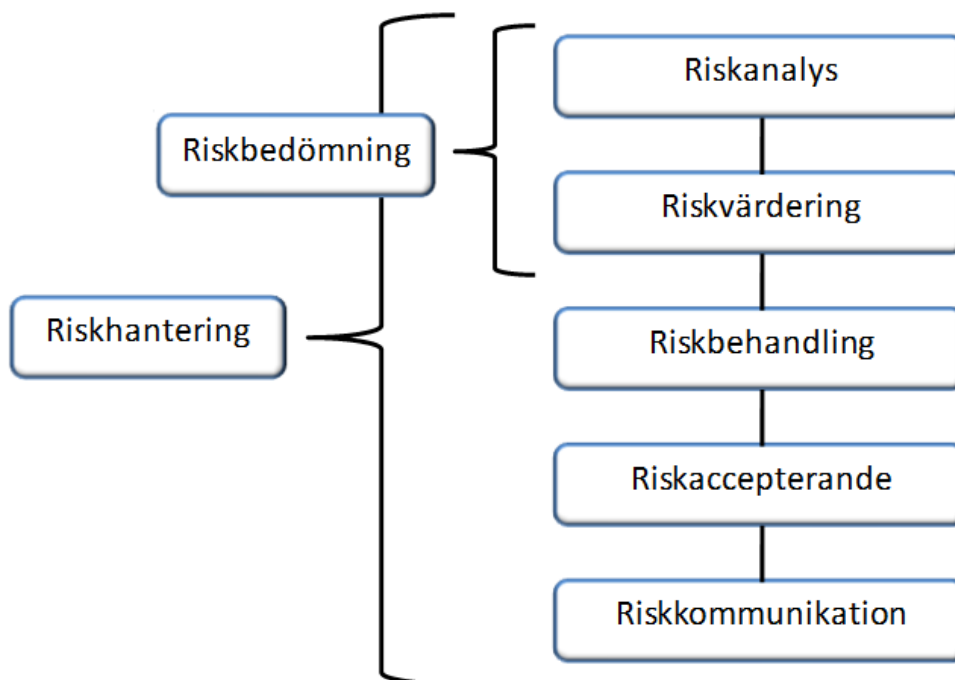
McDaniels et al. (1995) tar fram följande faktorer som påverkar den komplexitet som kännetecknar miljörisker:

- Hur miljöns hälsotillstånd ska bedömas är inte entydigt.
- Det finns större potential för subjektivitet eftersom åsikterna går isär om vad miljörisk egentligen innebär.
- Den fysiska omfattningen av ett ekosystem kan variera väldigt mycket, från några kvadratmeter till global nivå.
- Omfattningen kan också variera från enskilda arter till hela ekosystem.

2.2.1 Riskhanteringsprocessen

För att skapa enighet kring vad riskhantering innebär har International Electrotechnical Commission (IEC) tagit fram riktlinjer för riskhantering, och tillsammans med International Organization for Standardization (ISO) har de också tagit fram riktlinjer för hur olika ord ska användas när det gäller risk (ISO & IEC, 2002).

Riskhanteringsprocessen kan delas in i fem steg; riskanalys, riskvärdering, riskbehandling, riskacceptering och riskkommunikation där riskbedömning utgörs av riskanalys och riskuppskattning (Figur 1).



Figur 1. Relationen mellan termerna i en riskhanteringsprocess enligt International Electrotechnical Commission (2002).

2.2.2 Miljöriskbedömning

Ekologisk riskbedömning eller miljöriskbedömning innebär enligt SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 1997) att bestämma hur och med vilka sannolikheter mänsklig aktivitet påverkar djur, växter och miljö negativt. SETACs modell för miljöriskbedömning grundas på en modell framtagen av US EPA (U.S. Environmental Protection Agency, 1992). I modellen skiljs begreppet riskbedömning från begreppet riskhantering med hänvisning till att det inte alltid finns tid, resurser eller kunskap att genomföra en riskbedömning trots att beslut måste fattas och risker hanteras (U.S. Environmental Protection Agency, 1992). Detta resonemang liknar försiktighetsprincipen enligt Rio-deklarationen, som säger att avsaknaden av vetenskapliga bevis inte får användas som ursäkt för att skjuta upp kostnadseffektiva åtgärder för att förhindra miljöförstöring (Miljö- och naturresursdepartementet, 1992). Inom US EPA är det ofta olika personer som utför själva riskbedömningen och som fattar beslut, och genom att särskilja riskbedömningen från riskhanteringen betonas vikten av kommunikation mellan den som utför analysen och den som ska fatta beslut (Troyer & Brody, 1994).



Figur 2. Ramverk för miljöriskbedömning (U.S. Environmental Protection Agency, 1992).

Trots att US EPA och SETAC valt att separera begreppen miljöriskbedömning och miljöriskhantering, betonas att dessa är tätt sammanlänkade och att riskbedömningen ska fungera som beslutsunderlag för riskhanteringen (Brookes, 2001; U.S. Environmental Protection Agency, 1992; Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 1997).

Generellt sett innehåller ekologisk riskbedömning följande steg:

1. I det första steget, problemformulering eller identifieringen av faror, genomförs en översiktlig bedömning av vad som är utsatt för risk samt vad som kan påverka detta negativt. Dessa negativa faktorer benämns stressfaktorer och kan till exempel vara en giftig kemikalie eller ökad solstrålning.
2. I det andra steget, analysen, karaktäriseras exponering och ekologiska effekter. Här uppskattas stressfaktorernas potentiella transport, fördelning och mängd. Samtidigt undersöks stressfaktorernas effekt på det skyddsvärda genom att till exempel ta fram dos-responssamband.
3. I det sista steget, riskkaraktäriseringen, används resultaten från analysdelen för att uppskatta och beskriva risken. Detta görs genom att undersöka sambandet mellan mängden som det skyddsvärda kan utsättas för, hur denna reagerar på detta samt vad sannolikheten är att det ska inträffa.

Processen ska sedan ligga till grund för beslut om vidare åtgärder är nödvändiga för att skydda miljön i området eller inte (U.S. Environmental Protection Agency, 1992).

Miljöriskbedömningar har mycket gemensamt med hälsoriskbedömningar som utvecklats under en längre tid (Brookes, 2001). Gemensamt för dessa är att man försöker bedöma risken som ett visst hot utgör genom att uppskatta exponering och dos-responssamband för hotet (Burgman, 2005). I riskbedömningar av tekniska system och hälsoriskbedömningar används ofta vedertagna mått på konsekvenser, till exempel förväntat antal döda, förkortad livslängd eller pengar. När det gäller ekologiska riskbedömningar blir det mer komplicerat att ta fram en lista på lämpliga mätparametrar eftersom miljöns komplexitet gör att det finns en uppsjö av möjliga sätt att mäta beroende på typ av ekosystem och stressfaktor (Burgman, 2005).

I miljöriskbedömningar används ofta begreppet ”endpoint” som beteckning för de miljövärden som ska skyddas och enligt Suter & Barnthouse (1993) kan miljövärden delas in i tre kategorier:

1. ”Management goals” eller styrande mål; innefattar övergripande mål såsom rent vatten, friska ekosystem, eller inga oacceptabla förluster av känsliga arter i en viss sjö.
2. ”Assessment endpoints” eller bedömningsparameter; konkretisering av de övergripande målen till konceptuella modeller. Till exempel mått på sannolikheten att en art minskar med mer än 10 procent eller mått på ökad dödlighet hos viss art.
3. ”Measurement endpoints”, eller mätparameter, är saker som vi kan mäta. En mätparameter för rent vatten är mängden bakterier eller kemikalier. Ett annat exempel är toxicitetstester på djur.

Suter & Barnthouse (1993) föreslår vidare att en mätparameter bör vara;

- biologiskt relevant
- socialt relevant
- otvetydigt och operationellt definierad
- möjlig att mäta och förutsäga
- mottaglig för det aktuella hotet

3 Sårbarhetsanalys

En riskbedömning sätter hotet i centrum för analysen för att kunna bedöma dess påverkan på omvärlden. En sårbarhetsanalys sätter istället det skyddsvärda i fokus (Hallin, Nilsson, & Olofsson, 2004). Begreppet sårbarhet har sedan tidigare ofta använts i samband med naturkatastrofer, svältområden samt vid större olyckor, men på senare år har begreppet även börjat omfatta vattenresurser och ekosystem (Nakamura, 2006). Begreppet används således inom områden med olika uppbyggnad och funktion och behöver noga definieras för varje sammanhang det används.

3.1 Metoder för sårbarhetsanalys

Sårbarhetsanalys är ett relativt nytt begrepp, och det finns inte några allmänt vedertagna metoder för hur en sårbarhetsanalys ska gå till. Området är dock under utveckling och det finns ett antal förslag på hur sårbarhetsanalys ska gå till, även om angreppssättet skiljer sig mycket beroende på vilket mål analysen har. Nedan presenteras ett antal exempel på hur sårbarhet kan analyseras och definieras utifrån olika perspektiv. Exempelen presenteras i en slags storleksordning, från globalt perspektiv till mer lokalt. Metoderna presenteras för att sedan diskuteras i förhållande till den metod som använts i denna rapport.

3.1.1 Miljösårbarhetsindex

Med stöd av FN:s miljöprogram har South Pacific Applied Geoscience Commission (SOPAC) tagit fram ett sätt att karaktärisera sårbarhet i ett övergripande perspektiv genom att ta fram ett miljösårbarhetsindex kallat EVI (Environmental Vulnerability Index) för varje nation (South Pacific Applied Geoscience Commission, 2005).

Enligt SOPACs definition kan sårbarhet uttryckas som ett systems benägenhet att ta skada av händelser. Motsatsen till sårbarhet utgörs av systemets motståndskraft och förmåga att återhämta sig från skador, vilket leder till att ett system som är känsligt och har låg anpassningsförmåga är mer sårbart. De händelser som kan orsaka skada är förknippade med en sannolikhet och utgör därför risker som hotar systemet.

SOPAC menar att dagens miljöskyddsarbete till stor del är inriktat på att bedöma hur stor stress vi som människor utsätter miljön för och hur man kan begränsa denna stress. Detta anser de vara en nödvändig del i arbetet mot ett hållbart samhälle men inte tillräckligt. SOPAC anser att det ofta saknas metoder som tar hänsyn till kumulativa effekter av mänsklig aktivitet och att för liten hänsyn tas till effekter över olika tids- och rumsskalor. EVI är därför framtaget för att fungera som ett verktyg som fokuserar på övergripande miljöfrågor på den nivå där verkligt betydande beslut fattas. Nationsnivå anses vara en rimlig nivå eftersom det flesta beslut som behandlar miljöfrågor fattas där, och med detta som utgångspunkt har SOPAC arbetat fram sitt miljösårbarhetsindex.

Syftet med detta index är att snabbt och på ett standardiserat sätt kunna identifiera problem inom ett land som behöver hanteras för att kunna gynna en hållbar utveckling. Indexet innehåller 50 indikatorer som tagits fram i samarbete med experter från hela världen. Dessa indikatorer ska karaktärisera nyckelelement för miljöns sårbarhet i ett land med hänsyn till miljö, ekonomi och sociala aspekter. Indikatorerna är framtagna så att de fångar de aspekter på miljöns sårbarhet som det idag finns mest kunskap om och syftar till att omfatta ett stort antal element i det komplexa system som miljön utgör.

3.1.2 Sårbarhetsyta

Luers (2005) anser att det finns vissa problem med SOPACs angreppssätt och deras EVI. Hon menar att det är otydligt vad som egentligen bedöms som sårbart eftersom så många faktorer tas med på samma gång, och det blir därför svårt att analysera resultaten och fatta beslut utifrån dessa.

Luers (2005) presenterar därför en modell där sårbarhet definieras som en funktion av känslighet, exponering, tillstånd och tröskelvärde (Ekvation 2).

Ekvation 2

$$\text{Sårbarhet} = f \left[\frac{(\text{Känslighet}, \text{Exponering})}{\text{Tillstånd}/\text{Tröskelvärde}} \right]$$

På detta sätt blir sårbarhet proportionellt mot känslighet och exponering och omvänt proportionellt mot systemets tillstånd i förhållande till ett tröskelvärde för skada. Denna metod är ett steg mot mer kvantitativa sätt att uppskatta sårbarhet.

3.1.3 Regional sårbarhetsanalys

I sin modell för regional sårbarhetsanalys, ReVA, har US EPA (2007) tagit fram en lista över variabler som beskriver olika ekologiskt relevanta tillstånd i ett geografisk begränsat område. Listan är uppdelad i resurser och stressfaktorer. Ett exempel på en resurs är antal känsliga arter och ett exempel på stressfaktorer är procentandel jordbruk på branta sluttningar och mängd växtgifter per hektar. De olika variablerna väljs efter att deras ekologiska relevans fastställts i vetenskapliga studier. Metoden tar endast hänsyn till variabler som är spatialt utbredda över hela regionen, samt för vilka data är tillgänglig.

USEPA har under utvecklingen av modellen testat att på olika sätt ta hänsyn till fördelning och intensitet av resurser och stressfaktorer för att kunna analysera sårbarheten inom en region. I samtliga metoder används GIS för att analysera och genomföra beräkningar av sårbarheten hos de olika områdena inom regionen. Denna metod är i likhet med EVI indexbaserad.

Nackdelen med modellen är att relevanta parametrar kan bli förbisedda om det inte finns någon data för dem, de förutsätter med andra ord att data som finns är heltäckande.

3.1.4 Kommunal risk- och sårbarhetsanalys

Ett exempel på hur sårbarhetsbegreppet hanteras i Sverige finns i Risk- och sårbarhetsanalyser – Vägledning för kommuner och landsting (Krisberedskapsmyndigheten, 2006). I denna vägledning fokuserar man på samhällets förmåga att förutse, hantera, motstå och återhämta sig från en så kallad extraordinär händelse. Vägledningen beskriver riskanalysen som ett ”systematiskt sätt att organisera och analysera kunskap och information om händelser och omständigheter som kan innebära risker”, och sårbarhetsanalysen som ”ett systematiskt sätt att organisera och analysera kunskap och information om de konsekvenser i form av olika följdhändelser som en oönskad händelse medför”. I denna vägledning väljer man att betrakta risk- och sårbarhetsanalys som ett enat begrepp och genomförandet av analysen som en enda process istället för att dela upp det i en riskanalys och en sårbarhetsanalys.

I vägledningen delas arbetet med risk- och sårbarhetsanalyser upp i tre delar:

1. Förberedelsefas.
2. Analysfas.
3. Resultat och uppföljning.

I förberedelsefasen är det viktigt att arbetet är förankrat i organisationens ledning och att verksamheten engageras. Fasen syftar till att ge resterande delar i analysen så goda förutsättningar som möjligt.

Analysfasen består av tre delar: Inventering och värdering, prioritering samt analys av förmåga. Inventeringsdelen syftar till att få fram relevanta risker och sårbarheter och en bedömning av sannolikhet och konsekvens för dessa. Målet med prioriteringssteget är att ta fram de risker och sårbarheter som bedöms som viktigast. Slutligen ska scenarier konstrueras och analyseras för att kunna bedöma organisationens förmåga att hantera extraordinära händelser. Denna analys innebär ofta inte någon mer noggrann kvantifiering av risker och sårbarhet utan mer kvalitativa och indexbaserade indelningar.

Slutligen bör resultatet från de två föregående stegen sammanfattas. Denna sammanfattning bör innehålla en beskrivning av vilka risker och sårbarheter som identifierats samt vilka scenarion man valt att gå vidare med. Sammanfattningen bör också innehålla en beskrivning av förberedelsefas och analysfas samt deltagarna.

3.1.5 DRASTIC

US EPA har tagit fram en standardiserad metod för att mäta sårbarheten hos en akvifär kallad DRASTIC (Ekvation 3).

Ekvation 3

$$V = D \times \beta_D + R \times \beta_R + A \times \beta_A + S \times \beta_S + T \times \beta_T + I \times \beta_I + C \times \beta_C$$

D = Grundvattendjup.

R = Tillrinning.

A = Akvifär.

S = Jordtyp.

T = Topografi.

I = Påverkan på zonen mellan markytan och grundvattnet.

C = hydraulisk konduktivitet.

Metoden använder sig av viktningar (β) för de olika parametrarna, som beskriver hur de påverkar sårbarheten hos grundvattnet vid ett potentiellt utsläpp. Ekvationen skapar ett index för sårbarheten beroende på vilka egenskaper marken har. Olika forskare har sedan testat och modifierat metoden för att passa olika områden och vissa förbättringar av metoden med olika statistiska analyser har gjorts. Som hjälpmedel för att ta fram sårbarheten har GIS använts för att tilldela varje cell i området ett sårbarhetsvärde beroende på dess egenskaper (Denny, Allen, & Journeay, 2007). Panagopoulos, Antonakos och Lambrakis(2006) använder GIS för att identifiera markanvändning samt att hantera och visualisera resultatet. De har i sin analys utvecklat ekvationen för sårbarhetsmättet genom att ändra viktningarna och ta bort parametrar för att därefter undersöka hur korrelationen påverkas.

4 Miljöproblem i sjöar

Naturvårdsverket (2006) har tagit fram några exempel på hot för vattenmiljön (Tabell 1). Denna lista representerar endast ett urval av de problem som kan drabba akvatiska ekosystem.

Tabell 1. Exempel på hot mot liv i vattenmiljöer (Naturvårdsverket, 2006).

Avloppsvatten	Miljögifter
Erosion	Olja
Eutrofiering	Radioaktivitet
Fast avfall	Sjukdomar
Främmande arter	Torka
Fysisk förändring	Vattenbruk
Försaltning	Vattenkraft/stora dammar
Försurning	Översvämningar
Konflikter	Överutnyttjande av levande resurser
Metaller	

För att kunna bedöma statusen på ett visst vatten har Naturvårdsverket (2000) tagit fram ett antal mätparametrar som redovisas i rapporten *Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag* (Tabell 2). Dessa parametrar skulle på olika sätt kunna utgöra känslighetsparametrar i en sårbarhetsanalys av sjöar eftersom de är mätbara och bedöms ange ekologiskt relevanta förhållanden hos sjöar.

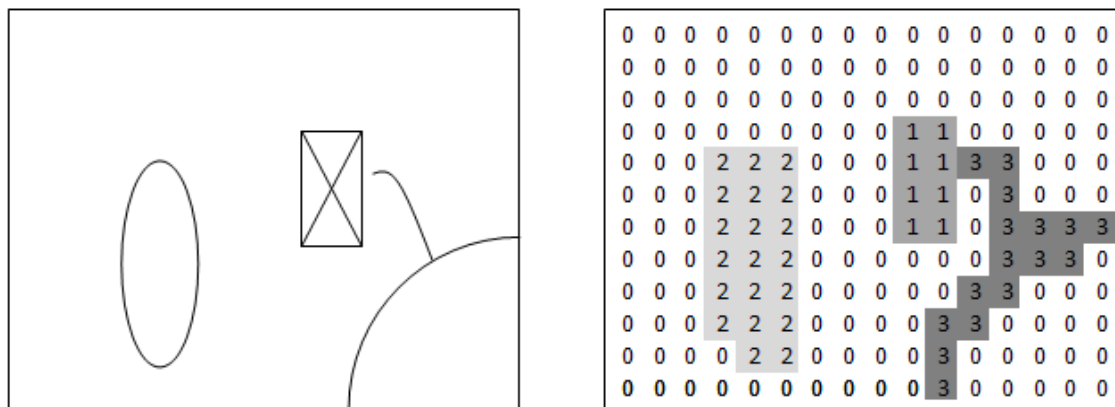
Tabell 2. Exempel på mätparametrar för vattenkvalitetsbedömning indelade i områdesgrupper (Naturvårdsverket, 2000).

Område	Exempel på mätparametrar
Näringsämnen/eutrofiering	Totalfosforhalt Totalkvävehalt
Syretillstånd och syretärande ämnen	Syrgashalt Totalhalt organiskt kol
Ljusförhållanden	Absorbans Vattenfärg Grumlighet (turbiditet) Siktdjup
Surhet	Alkalinitet pH
Metaller	Metaller i vatten, sediment, osv.
Vattenvegetation	Artantal
Fisk	Artdiversitet naturligt förekommande arter Försurningskänsliga arter

5 Geografiska informationssystem

Geografiska informationssystem (GIS) är system för att hantera och genomföra analyser på rumslig data. Bland de mest fundamentala funktionerna i ett GIS är att mäta avstånd eller beräkna areor i ett geografiskt rum, men även mer avancerade beräkningar är möjliga med de inbyggda funktionerna eller med extern programvara. GIS använder sig av två metoder att lagra geografisk data, vektor och raster. Vektordata består av de tre geometrierna punkt, linje och polygon (Figur 3). Rasterdata lagras istället i matriser som byggs upp av celler där varje cell kan lagra ett värde som representerar någon typ av geografisk data.

Vektordata lämpar sig bäst för att hantera och analysera avgränsade ytor. Rasterdata är mer lämpligt för kontinuerliga ytor, där den rumsliga variationen är oregelbunden och lämpar sig mer för matematiska och logiska operationer. I ett vektor-GIS finns möjlighet att koppla de geografiska objekten till attributdata, till exempel databaser för befolkning, mätvärden eller marktyp. Eftersom ett raster består av celler ökar behovet av datorresurser avsevärt när upplösningen på kartbilden ökar. Därför lämpar sig vektordata för analys av större områden och raster för analys av mindre. (Eklundh, 2003)



Figur 3. Till vänster avbildas tre objekt i ett vektor-GIS. Bilden till höger beskriver hur data representeras i ett raster-GIS

Exempel på GIS-verktyg som använts i rapporten:

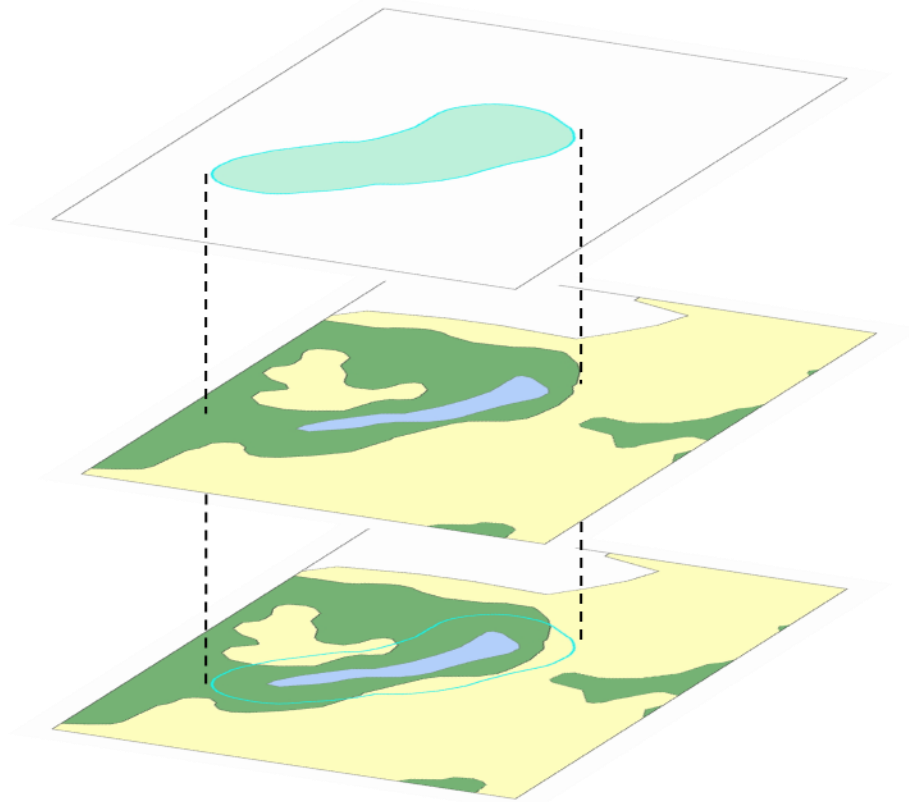
Select by location markerar objekt som sammanfaller spatialt med varandra, de markerade objekten kan sedan exporteras till ett nytt kartlager.

Buffer ger möjligheten till att skapa en buffertzona på ett konstant avstånd till objektet. Buffertzonen kan sedan användas för att identifiera objekt som ligger inom ett visst avstånd från objektet.

Merge kan användas för att bilda en sammanhängande polygon av flera polygoner som gränsar till varandra.

I GIS finns möjlighet att *överlagring* av olika kartlager, det vill säga att sätta samman olika lager för att analysera samband mellan dem och utföra beräkningar av olika slag. Överlagring kan till exempel användas för att se hur stor andel av något som finns inom ett visst område (Figur 4). Andra funktioner kan vara mätningar av ytor, längder, former, rumsliga sökningar samt undersökningar av topologiska samband. Till de mer avancerade hör analyser av statistiska

förhållanden eller konstruktioner av rumsliga modeller. Informationen kan sedan presenteras på ett pedagogiskt sätt i form av kartbilder, diagram och sammanfattande modeller (Eklundh, 2003).



Figur 4 Överlagring Det markerade området längst ner lagrar innehållet från de två övre skikten. Andelen av exempelvis sjö, skog och åkeri ett område kan då beräknas

5.1 Koordinatsystem, kartprojektion och referenssystem

För att kunna arbeta med ett GIS krävs att positionerna på jordytan tydligt definieras. Eftersom jorden är ellipsformad, blir avbildningen på ett plant underlag aldrig perfekt utan avviker alltid något. För att göra avbildningen så bra som möjligt, använder man sig av olika koordinatsystem, kartprojektioner och referenssystem. Koordinatsystemet används för att ange läget på jordellipsoiden, kartprojektionen för att få den sfäriska jordytan tvådimensionell och referenssystemet för att sätta en position i förhållande till något annat. Olika referenssystem kan sedan transformeras för att passa en annan avbildning bättre. För en mer teknisk beskrivning av koordinatsystem, kartprojektion och referenssystem rekommenderas Eklund (2003).

6 Multipel linjär regression

Shaw (2003) beskriver i sin bok *Multivariate statistics for the environmental sciences* teorin bakom multipel linjär regression. Multipel linjär regression liknar i många avseenden en enkel bivariat linjär regression men skiljer sig på så sätt att den tar hänsyn till fler än två parametrar samtidigt. En bivariat linjär regression går ut på att ta fram en ekvation som definierar den linje som bäst beskriver sambandet mellan två variabler, en beroende och en oberoende. En multipel linjär regression innebär att fler oberoende variabler tas med i regressionen, och därmed fås en ekvation som beskriver det linjära sambandet mellan den beroende variabeln, Y , och de oberoende (förklarande), variablerna, X_1, X_2, \dots, X_n (Ekvation 4).

Ekvation 4

$$Y = A + B_1 * X_1 + B_2 * X_2 + \dots + B_n * X_n$$

De olika B -faktorerna kallas multipla regressionskoefficienter och beskriver gradienten hos y med avseende på respektive variabel, det vill säga hur mycket de påverkar Y .

Sambandet kan också uttryckas med β -faktorer som visar hur ekvationen skulle sett ut om de olika variablerna normaliserats till en fördelning med medelvärde 0 och standardavvikelse 1. Dessa faktorer visar alltså den relativa vikten av de olika variablerna i ekvationen.

Shaw (2003) pekar på fyra villkor vid användningen av multipel linjär regression:

1. De ingående variablerna antas vara normalfördelade, vilket ofta inte är fallet.
2. Variationen hos den beroende variabeln ökar med ökande värde hos de oberoende.
3. Modellen antar att den beroende variabeln har mätts utan fel.
4. De olika oberoende variablerna antas vara ortogonala, det vill säga att korrelationen mellan de förklarande variablerna ska kunna approximeras till noll.

För att testa villkoret angående normalfördelade variabler kan man ta fram ett histogram för att se hur variablerna är fördelade (Statsoft Inc., 2003). Om variablerna avviker mycket från normalfördelning bör de transformeras på lämpligt sätt, ofta logaritmeras (Shaw, 2003).

Extremvärden kan göra det svårt att anpassa en normalfördelning och enstaka sådana kan påverka resultatet av en multipel regression. Det är därför viktigt att undersöka förekomsten av extremvärden och göra regressionen både med och utan dem (Statsoft Inc., 2003).

Andra samband än linjära mellan beroende och oberoende data kan försämra resultatet av den multipla regressionen eftersom linjära samband eftersöks. Punktdiagram över relationen mellan beroende och oberoende variabel bör därför undersökas och om sambandet mer liknar en kurva än en linje kan det vara lämpligt att data transformeras, ofta logaritmeras. (Statsoft Inc., 2003)

Mätfel ignoreras ofta när man använder multipel linjär regression (Shaw, 2003). Här gäller som vanligt uttrycket ”skräp in, skräp ut”, det vill säga att mer noggrant mätt indata ger bättre resultat.

Ortogonal variabler är mycket sällsynta när det gäller miljövariabler eftersom de ofta samvarierar. Problemet är inte lätt att lösa och försvårar tolkningen av de olika gradienterna i funktionen. Det är alltså viktigt att undersöka korrelationen mellan de olika variablerna för att eventuellt bara ta med en av två variabler som samvarierar kraftigt i den multipla regressionen.

För att kunna dra några slutsatser från resultatet är det viktigt att det finns tillräckligt mycket mätdata. Antalet mätomgångar bör vara 10-30 gånger fler än antalet variabler (Statsoft Inc., 2003).

6.1 Korrelationskoefficient

Korrelationskoefficienten, R , beskriver hur väl korrelerade de beroende och oberoende variablerna är. En koefficient på 1 innebär perfekt positiv korrelation, 0 ingen korrelation och -1 perfekt negativ korrelation. Korrelationskoefficienten i kvadrat, R^2 , beskriver sambandet mellan varians som förklaras av regressionen och total varians hos den beroende variabeln (ekvation 5).

Ekvation 5

$$R^2 = \frac{\text{Varians hos } y \text{ som förklaras av regressionen}}{\text{Total varians hos } y}$$

Korrelationskoefficienten är relevant att använda när det gäller bivariat linjär regression eftersom det visar om linjens lutning är positiv eller negativ, men i multipel linjär regression finns det olika kombinationer av positiva och negativa samband och därför används endast R^2 som alltid är positiv (Shaw, 2003).

6.2 Stegvis multipel linjär regression

Vid framåt stegvis multipel linjär regression läggs de förklarande variablerna till en och en så länge som de höjer R^2 . Detta ökar chansen att de mest förklarande variablerna identifieras. Bakåt stegvis multipel linjär regression innebär att samtliga variabler tas med i regressionen för att sedan plockas bort en och en. Därmed kan de variabler som ger minst minskning av R^2 identifieras och tas bort ur modellen. Denna metod kan användas som komplement till framåt regression men ger inte nödvändigtvis samma resultat (Shaw, 2003).

7 Metoder

7.1 Val av känslighetsparameter och deskriptorer

7.1.1 Känslighetsparameter

Siktdjupsförändringen valdes som beroende känslighetsparameter i den statistiska analysen, eftersom siktdjup anses spegla viktiga ekologiska förhållanden i sjöar. Förekomsten av data för siktdjup i många sjöar och mätmetodens enkelhet bidrog också till valet.

Siktdjupet visar hur djupt ljuset når i vattnet och påverkas av vattenfärg och grumlighet. Vattenfärg påverkas till stor del av lösta humusämnen, och grumlighet påverkas av suspenderade partiklar (Naturvårdsverket, 2000).

Siktdjupsmätningar har gjorts sedan 1800-talet och är en parameter som är lätt att mäta. Siktdjup kan användas för att bedöma vissa förhållanden med ekologisk relevans eftersom ljusförhållandena reglerar växtplanktons och undervattenvegetationens möjlighet till fotosyntes och även hur sjön skiktas termiskt. I en klar sjö kan ljuset tränga djupare och öka bottenfaunans tillväxt, vilket också kan öka syretäringen och därmed leda till minskade syrgaskoncentrationer (Wilander & Sonesten, 2006).

Minskade syrgashalter kan också uppstå i näringsrika sjöar, där hög produktion leder till att stor mängd dött material hamnar i bottenzonen, och när det bryts ner minskar syrehalten. Hög produktion innebär ofta lägre siktdjup eftersom växtplanktonmängden påverkar grumligheten (Naturvårdsverket, 2006).

Wilander och Sonesten (2006) föreslår att siktdjup ska användas för att klassa ekologisk status genom att dividera siktdjup med ett referensvärde. Detta referensvärde räknas fram med hjälp av sjöns vattenfärg och klorofyll *a* (ett mått på koncentrationen växtplankton) för att hänsyn ska tas till sjöns naturliga siktdjup. Därefter klassar de den ekologiska statusen efter kvoten ().

Tabell 3. Klassning av ekologisk status enligt kvot mellan uppmätt siktdjup och beräknat referensvärde.

Ekologisk status	Klassgräns (uppmätt värde/referensvärde)
Hög	>0,67
God	0,5–0,67
Måttlig	0,33–0,
Otillfredsställande	0,25–0,33
Dålig	<0,25

Siktdjupsförändring tar ingen hänsyn till tidigare status hos en sjö men kan användas för att uppskatta förändring under mätperioden. Utifrån den statusindelning som presenteras av Wilander och Sonesten (2006) bör en minskning av siktdjupet indikera en försämring av den ekologiska statusen.

Wilander och Sonesten (2006) påpekar att det är viktigt att ta hänsyn till naturliga variationer av siktdjupet. Till exempel varierar siktdjupet naturligt under året i en sjö. Det är vanligtvis lägst under perioden maj-juni och lite högre än årsmedel under perioden juni-augusti. Siktdjupet

mellan sjöar varierar också mycket och kan indelas från mycket stort (>8 m) till mycket litet (<1 m) siktdjup. För att beräkna långtidsförändringar kan ett årsmedelvärde användas. I denna rapport har vi dock gjort den förenklingen att endast ta hänsyn till mätningar i augusti. Detta har gjorts för att minska inverkan av variationen inom ett år och för att minska antalet beräkningssteg i förhållande till om årsmedelvärde skulle använts.

En rad andra känslighetsparametrar är också tänkbara, såsom fiskavkastning, artantal, antal hotade arter och antal invasiva arter. Problemet med dessa parametrar var att det var svårt att få överblick över vilken data som fanns tillgänglig och på grund av tidsbrist gjordes därför begränsningen att endast titta på siktdjupsförändring som känslighetsparameter.

7.1.2 Deskriptorer

Uppslaget till urvalet av olika deskriptorer som kunde tänkas påverka vattenmiljön hämtades delvis från ReVA (Smith, Tran, & O'Neill, 2003). Deskriptorerna valdes till stor del utifrån vilken data som fanns tillgängliga. Urvalet begränsades till de parametrar som redovisas.

Marktäcket kring sjöarna togs med som deskriptor eftersom sjöarna på många sätt påverkas av den närliggande miljön. Närsalter tillförs vattendrag genom tillrinning och läckage från omgivande skogs- och jordbruksmark, samt via luften från till exempel trafik (Naturvårdsverket, 2006). Humusämnen tillförs från omgivande mark med högt vattenstånd, till exempel myrar och mossar, vilket ger ett avrinnande vatten med hög humushalt (Naturvårdsverket, 2000). Hur marktäcket ser ut kring sjön borde till stor del avgöra vad som till slut hamnar i sjön eftersom det tillrinnande vattnet passerar omgivande mark. Den skog som eventuellt finns kring en sjö kan delas in i olika typer och i denna studie analyserades barrskog, lövskog, blandskog och glesskog.

Längd väg i närheten av sjön tas med eftersom detta borde hänga samman med tillskott av kväve från trafik och indikera människors påverkan på sjöarna genom ökad tillgänglighet. Vägarna kan antas öka en sjös känslighet eftersom det naturliga försvaret i form av svårtillgänglighet minskar. En stor andel av de enskilda vägarna är avstängda för allmän motortrafik (Vägverket, 2006), vilket kan bidra till att de i många fall inte är lika trafikintensiva som allmänna vägar. Allmänna vägar borde därför ha en större inverkan på siktdjupsförändringar i sjöar.

Akvatiskt liv är beroende på djup och siktdjup, då det dubbla siktdjupet anses representera det djup under vilket fotosyntes inte förekommer (Naturvårdsverket, 2000). I en djup sjö har bottenväxter således sämre förutsättningar att leva än i en grund sjö. Djur och växtliv påverkar mängden av lösta partiklar i vattnet och därmed siktdjupet. Medeldjupet togs därför med som en variabel för att undersöka om och hur sjöns djup påverkar siktdjupsförändring.

Fosfor är ofta en begränsande faktor för biologisk tillväxt i sjöar (Naturvårdsverket, 2000), och tas med därför att den kan indikera föroreningsbelastningen i sjön. Det finns studier som visar att övergödningen av skånska sjöar har kulminerat och att försurningen är på tillbakagång. Samtidigt har en ökning av färg och grumlighet kunnat observeras och därmed en minskning av siktdjup. Parametrarna pH och totalfosforhalt tas med som deskriptorer för att se vilken effekt dessa har på känsligheten.

Följande deskriptorer ingick i analysen:

LogArea_i = Logaritmerad area för sjöarna.

LogMedeldjup_i = Logaritmerat medeldjup för sjöarna.

LängdEnskVäg_i = Längd enskild väg.

LängdAllmVäg_i = Längd allmän väg.

AndelLövskog_i = Andel lövskog inom en buffertzonen kring sjön.

AndelBarrskog_i = Andel barrskog inom en buffertzozon kring sjön.

AndelBlandskog_i = Andel blandskog inom en buffertzozon kring sjön. En blandskog består av både löv och barrskog och har därmed en kombinerad sammansättning av egenskaper från de båda.

AndelGlesskog_i = Andel gles skog inom en buffertzozon kring sjön. I begreppet gles skog ingår till exempel kalhyggen.

AndelMosse_i = Andel mosse inom en buffertzozon kring sjön.

MedelpH_i = Medelvärde för pH. Måttet är också enkelt och mängden data stor. Medelvärdet tas med som mått eftersom det är enkelt att räkna ut.

FörändrpH_i = Förändringskoefficient för pH under mätperioden. Snittförändringen pH/år under minst en tioårsperiod. Denna parameter tas med som ett alternativt mått på pH för att undersöka om detta sätt att mäta pH påverkar siktdjupsförändringar annorlunda än medelvärdet.

RelFörändrpH_i = Relativ förändring för pH: FörändrpH/MedelpH. Även denna parameter tas med som ett alternativt mått på pH.

MedelFosf_i = Medelvärde för totalhalt fosfor. Måttet är också enkelt och mängden data stor. Medelvärdet tas med som mått eftersom det är enkelt att räkna ut.

FörändrFosf_i = Förändringskoefficient för totalhalt fosfor under mätperioden. Snittförändringen fosfor/år under minst en tioårsperiod. Denna parameter tas med som ett alternativt mått på total fosforhalt för att undersöka om detta sätt att mäta fosforhalt påverkar siktdjupsförändringar annorlunda än medelvärdet.

RelFörändrfosfor_i = Relativ förändring för pH: FörändrFosf/MedelFosf. Även denna parameter tas med som ett alternativt mått på total fosforhalt.

7.2 Dataanalys

Dataanalysen delades upp i 3 steg:

1. Insamling
2. Strukturering och bearbetning
3. Beräkningar och kvalitetsanalys

7.2.1 Datainsamling

Datainsamling genomfördes parallellt med litteraturstudien allteftersom olika typer av mätvärden bedömdes vara intressanta för den statistiska analysen. Vi sökte dels data för olika typer av deskriptorer som antogs vara relevanta, dels data för olika känslighetsparametrar.

Data erhöles via internet, telefonsamtal samt från Centrum för Geografiska Informationssystem vid Lund universitet (GIS-centrum) (Tabell 4).

- Sjöregister hämtades från SMHI:s hemsida. Därifrån hämtades även en tabell över sjöars höjd över havet och area samt en tabell med data för max- och medeldjup samt volym. Dessa tabeller var inte fullständiga för samtliga sjöar i Sverige, utan en sammanställning över de data som SMHI hade tillgänglig och valt att redovisa via sin hemsida.
- Efter telefonkontakt med SLU erhöles en textfil per e-post med de mätdata som fanns tillgängliga för färgtal, filtrerad och ofiltrerad absorbans, siktdjup samt klorofyll *a*. Dessa data extraherades ur SLU:s databank för sjöar och vattendrag, som SLU förvaltar i egenskap av datavärd utsedd av Naturvårdsverket. För varje mätpunkt redovisades datum samt namn och koordinater. Även sjöns koordinater enligt SMHI:s sjöregister fanns angivet för varje mätning. Data för vattenkemi hämtades via SLU:s hemsida från samma databank.

- GIS-centrum tillhandahöll digitala versioner av Lantmäteriets översiktskarta och CORINE land cover 2000, en karta över Sveriges marktäckte framtagen av European Environmental Agency.

Tabell 4. Översikt över insamlade data.

	Datotyp	Datakälla
Data för deskriptorer	Tabeller för sjödimensioner i pdf-format.	SMHI:s hemsida http://www.smhi.se
	Digital kartbild över Sveriges marktäckte.	GIS-centrum Karin Larsson, GIS-rådgivare
	Digital version av Lantmäteriets översiktskarta.	GIS-centrum Karin Larsson, GIS-rådgivare
	Mätdata för sjöars vattenkemi.	SLU:s databank för sjöar och vattendrag http://info1.ma.slu.se/db.html
Data för känslighetsparametrar	Textfil med mätningar för siktdjup.	SLU:s databank för sjöar och vattendrag Bert Karlsson, databasansvarig

I bilaga 1 redovisas de insamlade mätparametrar som användes i denna rapport.

7.2.2 Strukturering och bearbetning av data

Data från SLU och SMHI

De data som samlats in behövde struktureras och struktureras för att kunna användas. Det gjordes till stor del genom utrensning av data med kalkylbladsprogrammet Excel (Microsoft) och strukturering och sammanfogningar av tabeller med databasprogrammet Access (Microsoft). Nedan följer en beskrivning av hur data strukturades och filterades (Figur 5).

SMHI:s data bestod av tre tabeller i pdf-format. Dessa tabeller kopierades och infördes i kalkylblad som sedan importerades till en gemensam databas. I denna skapades först enligt sjöregistret ett unikt identifikationsnummer för varje sjö, kallat SjöID. Detta användes för att särskilja sjöar med gemensamt namn och underlätta vidare hantering av data i databasen. De sjöar där någon mätparameter saknades sorterades bort och övriga sjöar infördes i en gemensam tabell, Data_SMHI.

Även de data som erhöles från SLU i en textfil fördes in i en databastabell, Data_SLU. Eftersom samtliga mätvärden innehöll SMHI:s sjökoordinater kunde de kopplas samman med sjöregistret och på så sätt kopplas till en unik sjö och dess SjöID. Efter att varje mätvärde tilldelats ett SjöID grupperades mätvärdena efter detta. Därefter plockades de sjöar ut från datamängden som uppfyllde följande krav:

- Mätningar för siktdjup tillgängliga.
- Mätningarna skulle representera en period på minst 10 år.
- Minst 10 mätningar gjorda under samma period.
- Mätning genomförd i augusti månad.

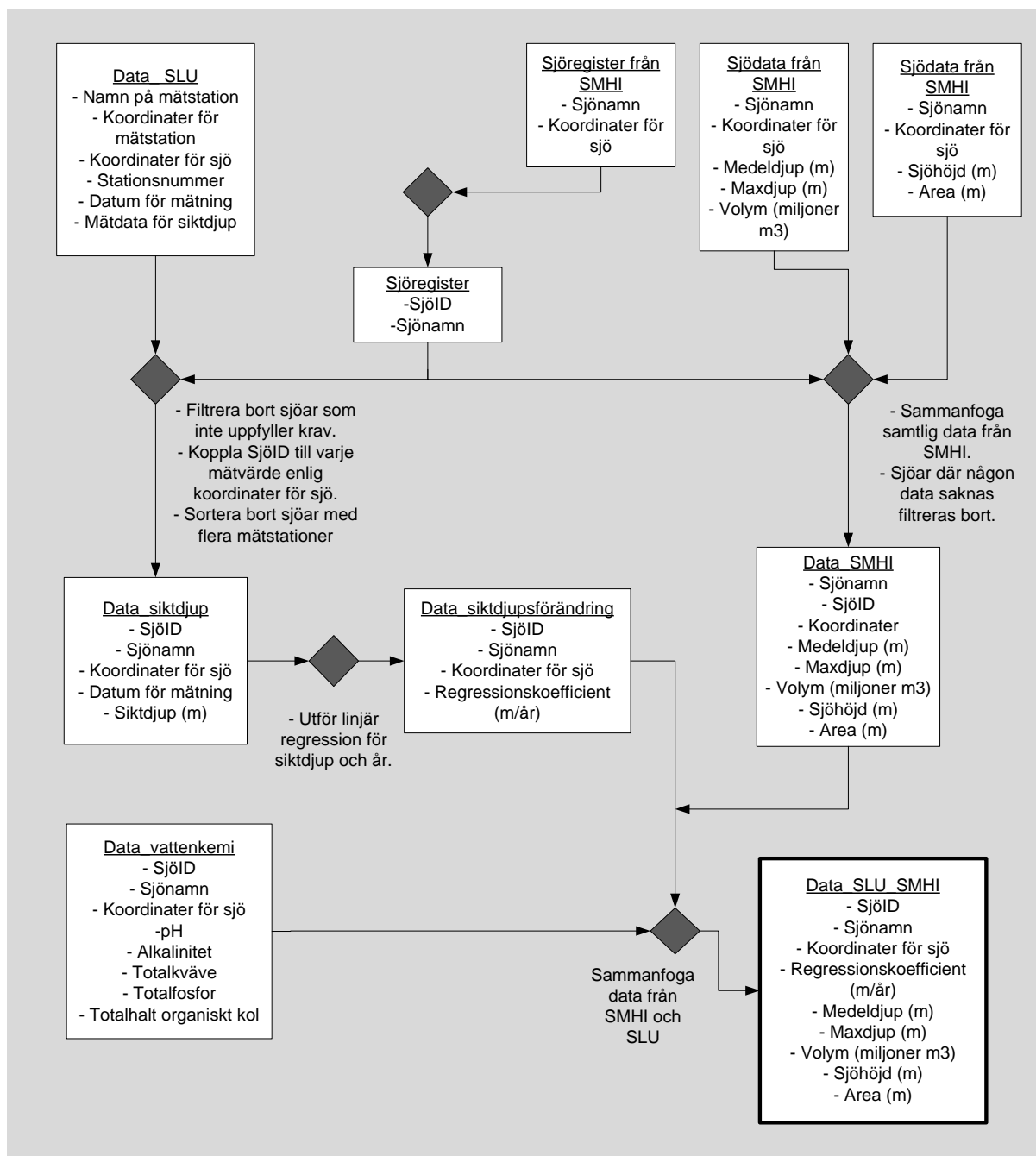
Dessa krav ställdes för att få ett relativt bra dataunderlag för den kommande statistiska analysen. Kraven togs fram efter en avvägning mellan större material och högre kvalitet på data. Krav på färre antal mätningar eller kortare tidsperiod skulle lett till att fler sjöar kunde ingå i analysen, men också till större osäkerhet på grund av färre mätningar per sjö.

Ett stort antal sjöar innehöll flera mätstationer och utgick ur analysen. Denna avgränsning gjordes dels för att förenkla datahanteringen och dels för att stora sjöar skiljer sig på många sätt från små sjöar, till exempel genom betydligt större area och avrinningsområde.

Efter denna urvalsprocess samlades kvarstående mätvärden i en tabell kallad Data_SLU_siktdjup. Mätvärdena grupperades per sjö, och en linjär regression utfördes med siktdjupsmått som beroende variabel och årtal som oberoende. Den linjära regressionen utfördes med maximalt antal möjliga mätvärden. Om antalet mätvärden översteg tio och tidsperioden var längre än tio år, genomfördes alltså regressionen på en längre period och med fler mätvärden än de uppställda kraven. Den regressionskoefficient som erhöles kopplades sedan till respektive sjö och fördes in i en tabell kallad Data_Siktdjupsförändring.

Data för ett antal vattenkemiparametrar hämtades från SLU:s hemsida för de sjöar som fanns i tabellen Data_SLU_siktdjup. De fördes in i tabellen Data_SLU_vattenkemi och tillsammans med Data_SLU_siktdjup kopplades de ihop med Data_SMHI till en ny tabell kallad Data_SLU_SMHI.

Samtliga kopplingar gjordes med hjälp av sjöarnas identifikationsnummer, men koordinater och namn kontrollerades vid varje koppling för att minimera risken för fel i de nya tabellerna. I de fall någon typ av data saknades vid sammanfogningarna utgick sjön ur analysen.



Figur 5. Schema över strukturering och bearbetning av data från SLU och SMHI. Den slutliga produkten var tabellen kallad Data_SLU_SMHI.

I varje steg där data mellan olika tabeller sammanfogades med koordinater som gemensam nämnare föll ett antal sjöar bort ur datamängden. Detta eftersom de saknade någon typ av data alternativt att koordinaterna var fel. I Tabell 5 redovisas hur många sjöar som fanns med i de olika tabellerna som beskrivits ovan.

Tabell 5. Sammanställning av antal mätningar och sjöar i datamängden.

Tabellnamn	
Data_SLU	21128 mätpunkter för siktdjup år 1964-2006 221 mätstationer som uppfyller krav
Sjöregister	57282 namngivna sjöar
Data_siktdjup	1319 siktdjupsmätningar
Data_siktdjupsförändring	79 sjöar
Data_SMHI	6384 sjöar
Data_SLU_SMHI	39 sjöar

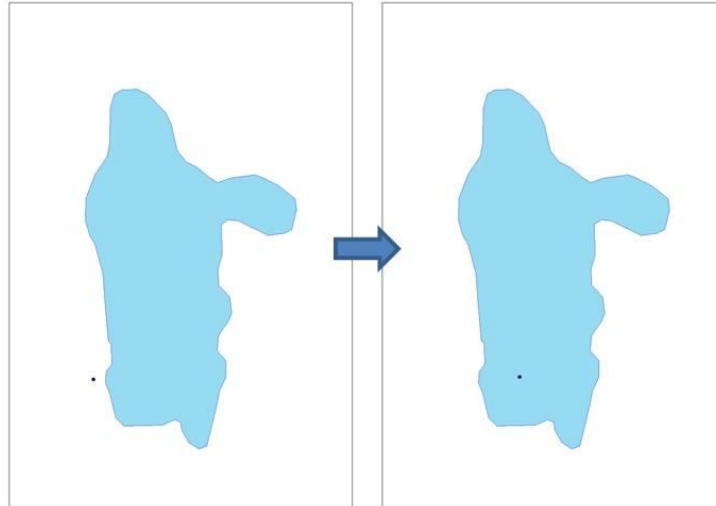
Data från kartbilder

För att få fram data för marktäckets kring sjöarna användes den digitala kartan CORINE land cover 2000, som innehåller ett sammanhängande marktäckesskikt för Sverige. Kartan använder sig av referenssystemet GCS ETRS89 och transformerades till RT90 2.5 gon V. Transformationen var nödvändig för att kunna placera in sjöarna från SMHI:s sjöregister, eftersom SMHI:s koordinater var anpassade till RT90 2.5 gon V.

För att lättare kunna hantera data skapades ett nytt lager med sjöarna från CORINE Landcover 2000, vilken döptes till CORINE_Sjoar. Detta underlättade hanteringen på två sätt; dels blev datamängden kraftigt reducerad vilket sparade processorkraft, dels blev det lättare att identifiera och markera de sjöar för vilka det fanns data från SMHI och SLU.

Nästa steg var att identifiera sjöarna som fanns med i tabell Data_SLU_SMHI och koppla tillhörande SjöID till sjöarna i kartlagret CORINE_Sjoar samt sortera bort övriga sjöar. De koordinater som fanns angivna i data från SMHI och SLU visade sig vara angivna med 6 siffror istället för sju som i Lantmäteriets översiktskarta och CORINE land cover 2000 och multiplicerades därför med en faktor tio. Koordinaterna från Data_SLU_SMHI placerades ut på ett kartlager som döptes till SLU_SMHI_koordinater och som placerades över CORINE_Sjoar så att det blev möjligt att välja de sjöar där lagren matchade varandra.

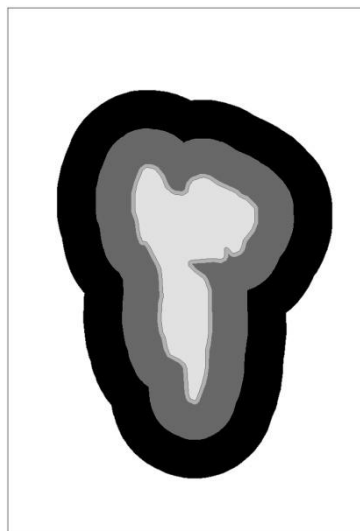
Eftersom koordinaterna var en tiopotens fel, hamnade punkterna strax utanför sjöarna och fick flyttas manuellt i ArcGIS till närmaste sjö (Figur 6). När detta genomfördes visade det sig att en del sjöar var för små för att finnas med i CORINE land Cover 2000 på grund av dess upplösning och togs därför bort.



Figur 6. På grund av fel potens i koordinatsystemet hos de olika lagren hamnade punkterna fel och flyttades manuellt.

En ny kartbild skapades därefter genom att med hjälp av GIS-verktyget "select by location" markera de sjöar där punkter och sjöar sammanföll och sedan exportera dessa till ett nytt lager kallat separerade_sjöar. Därefter användes punkterna från SLU_SMHI_koordinater ihop med sjöarna som markerats med hjälp av verktyget "join", så att de kvarstående sjöarnas attributtabell nu innehöll det unika SjöID som också fanns i tabellen Data_SLU_SMHI.

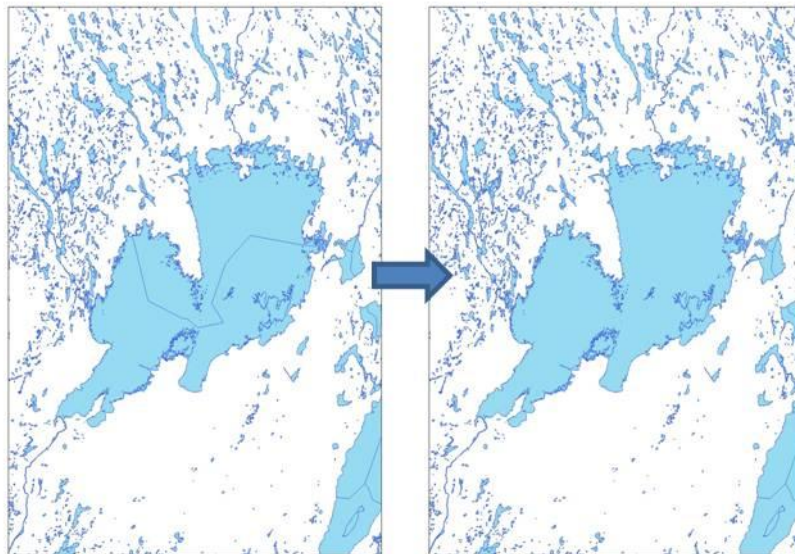
För att sedan ta fram arean för de olika typerna av marktäckelse som låg kring sjöarna skapades en buffertzona på 50, 500 och 1000 meter kring sjöarna med GIS-verktyget "buffer" (Figur 7). Buffertzoner överlagrades sedan med CORINE land cover 2000 och med hjälp av ett skript i Visual Basic beräknades areorna för de olika marktäckestyperna inom buffertzonen kring sjöarna. Skriptet redovisas i bilaga 2.



Figur 7. Buffertzona kring en sjö, innerst är originalsjön sedan följer 50, 500 och 1000 meter.

Längd vägar hämtades från Lantmäteriets översiktskarta. Denna levererades komprimerad i formatet *ARC/INFO Interchange file (.E00)* och överfördes med ett Visual Basic Script (bilaga 2) till "shape" (*.shp*) format, vilket är kompatibelt med ArcMap.

Lantmäteriets översiktskarta var indelad per län och varje län var i sin tur indelat i olika kategorier som till exempel sjöar, enskilda vägar, allmänna vägar med mera. För att underlätta databehandling skapades två nya kartlager, ett sammanhängande för vägar och ett för sjöar som vi valde att kalla *Vagar_Lantmateriet* och *Sjoar_Lantmateriet*. Då skikten före sammanslagningen varit indelade i län, tolkades sjöar som varit separerade av länsgränserna som två olika sjöar. Detta löstes genom att de sjöar som skulle analyseras sammanfogades med verktyget "merge" (Figur 8).



Figur 8. Vissa sjöar delades av länsgränserna och blev då separerade. Polygonerna slogs samman med verktyget merge. På bilden demonstreras verktyget på Vänern, som inte ingick i analysen.

På samma sätt som tidigare var punkterna placerade utanför sjöarna. De flyttades manuellt innanför sjögränserna och exporterades till ett separat lager. Vi kallade detta för *ID_Lantmateri_sjoar*. Vi skapade också tre olika buffertzoner på 50, 500 och 1000 meter. Buffertzoner överlagrades vi sedan på *Vagar_Lantmateriet* för att få ut den sträcka av vägdragning som låg innanför buffertzoner. Deras yta beräknades genom ett Visual Basic script (bilaga 2).

Efter beräkningen exporterades attributen för var och en av buffertzoner till en databas för att förberedas för statistikprogrammet. All överflödiga data togs bort och sjöarna grupperades efter namn, marktyp och area. En pivottabell skapades för att få all data till ett format som passade statistikprogrammet. De olika filerna sammanfogades till en, så alla sjöar hade data från SLU, SMHI, CORINE Landcover 2000 samt Lantmäteriet.

7.2.3 Beräkningar och kvalitetsanalys

Utdata från den linjära regressionen för siktdjupet hos sjöarna analyserades för att kunna bedöma osäkerheter i de uppskattade siktdjupstrenderna. Punktdiagram och R -, R^2 - och p -värde undersöktes för samtliga regressioner.

Linjär regression utfördes även för vattenkemiparametrarna för att få fram deskriptorerna **FörändrpH_p**, och **FörändrFosf_p**. För dessa parametrar beräknades även medelvärden och en

kvot togs fram mellan lutningskoefficient och medelvärdet för att få fram **RelFörändrpH_i** och **RelFörändrFosf_i**. Kvoten kan tolkas som en procentuell förändring av parametern i förhållande till sjöns medelvärde under mätperioden.

Indata analyserades för att undersöka de problem som beskrevs i kapitel 5 angående multipel linjär regression.

Som ett första steg undersöktes huruvida mätparametrarna följde en normalfördelningskurva samt om det fanns några extremvärden. Detta genomfördes genom att histogram ritades ut med en tillhörande normalfördelningskurva. I de fall då normalfördelningsantagandet inte uppfylldes testades andra fördelningsfunktioner visuellt med hjälp av statistikprogramvaran för att avgöra vilken fördelning de tillhörde.

Inverkan av att vissa variabler avvek mycket från normalfördelning testades genom att logaritmera dem.

För att undersöka om extremvärdena påverkade resultatet genomfördes den multipla regressionen både med och utan dessa. Eftersom det inte var möjligt att ta bort enskilda mätvärden togs hela sjöar tillfälligt bort från data för respektive extremvärde.

Punktdiagram för siktdjupsförändring och varje deskriptor ritades upp och undersöktes för att se om andra samband än linjära verkade vara rimliga. En linjär regression gjordes samtidigt för siktdjupsförändring och varje variabel.

Eftersom data erhöles från olika instanser, och mätningar gjorts under förhållande som inte kunnat påverkas av artikelförfattarna var det svårt att bedöma och ta hänsyn till huruvida indata var noggrant mätt och höll hög kvalitet.

En korrelationsmatris togs fram för att kunna bedöma hur mycket de olika variablerna samvarierade. Vissa variabler togs därefter bort eftersom de ansågs samvariera med varandra, alternativt slogs vissa variabler samman till en större grupp.

Slutligen genomfördes multipla regressioner med tre olika uppsättningar deskriptorer (Tabell 6). Det som skiljer dessa modeller åt är sättet att mäta vattenkemiparametrarna. För dessa uppsättningar genomfördes regressionerna som vanligt, stegvis framåt, och bakåt. Varje regression resulterade i en ekvation som kunde användas för att prediktera siktdjupsförändring.

Tabell 6. Uppsättning deskriptorer i de olika modellerna.

Modell 1	Modell 2	Modell 3
LogArea	LogArea	LogArea
LogMedeldjup	LogMedeldjup	LogMedeldjup
LogEnskVäg	LogEnskVäg	LogEnskVäg
LogAllmVäg	LogAllmVäg	LogAllmVäg
AndelLövskog	AndelLövskog	AndelLövskog
AndelBarrskog	AndelBarrskog	AndelBarrskog
AndelGlesskog	AndelGlesskog	AndelGlesskog
AndelBlandskog	AndelBlandskog	AndelBlandskog
AndelMosse	AndelMosse	AndelMosse
MedelpH		
MedelFosfor		
	FörändringpH	
	FörändringFosfor	
		RelFörändrpH
		RelFörändrfosfor

En utveckling av den linjära regressionen genomfördes på så sätt att sjöarna delades upp i sjöar med positiv respektive negativ siktdjupsförändring. Detta gjordes för att undersöka om det var andra faktorer som påverkade negativ siktdjupsförändring än de som påverkade positiv siktdjupsförändring.

7.3 Prediktion av känslighet

Känsligheten visualiserades genom att i GIS ta fram en karta över ett urval sjöar i Skåne där känslighetsgraden markerats enligt en given färgskala. Färgklasserna baserades på fördelningen av siktdjupsförändringarna hos de sjöar som tagits fram i tabellen Data_siktdjup (kapitel 6.2.1). Klassgränserna sattes så att cirka 5 procent av sjöarna hamnade i den känsligaste gruppen, 10 procent i den måttligt känsliga och resterande med negativ siktdjupsförändring i klassen med låg känslighet. Sjöar med positiv siktdjupsförändring bedömdes som ej känsliga enligt denna indelning.

Utifrån denna indelning skapades fyra statusklasser som färgmarkerades enligt följande:

Ingen känslighet	Grön
Låg känslighet	Gul
Måttlig känslighet	Orange
Hög känslighet	Röd

En känslighetskarta togs därefter fram enligt följande arbetsgång:

1. Data togs fram för de variabler som ingick i ekvationen. Dessa data hämtades delvis från de tabeller med redan insamlad data, eftersom en stor del av de data som behövdes redan fanns i de databaser som skapats. Data för marktäckte togs fram på det sätt som beskrivits i Kapitel 6.2.3 Data från kartbilder eftersom den kartinformation som fanns tillgänglig täckte Sveriges totala area. Data för vattenkemiparametrarna hämtades från SLU:s hemsida för de sjöar som utvärderades i detta steg. Samtliga data fördes in i ett kalkylblad i Excel.
2. Förväntad siktdjupsförändring för de utvalda sjöarna beräknades i Excel med hjälp av de framtagna prediktionsekvationerna.
3. Värdet för den förväntade siktdjupsförändringen fördes in i attributtabeln för respektive sjö.
4. För att öka tydligheten för kartan ersattes sjöarna med en punkt som placerades på sjöns koordinater i GIS-programvaran. Punkterna färgmarkerades därefter med olika färg beroende storleken på förväntad siktdjupsförändring som förts in i attributtabeln.

8 Resultat

8.1 Multipel linjär regression

Efter datainsamling samt strukturering och bearbetning av data kvarstod 29 sjöar med tillräcklig mängd data, och den multipla linjära regressionen utfördes med dessa.

De olika deskriptorernas betydelse för siktdjupsförändringen i de tre testade modellerna framgår av β -koefficienterna i den multipla regressionen (Tabell 7). De icke-kemiska deskriptorerna viktas i huvudsak lika i modell 2 och 3, där förändringen i pH och totalfosfor fångas upp istället för deras medelvärde under observationsperioden. I samtliga modeller är areaandel av olika skogstyper viktiga. I modell 1 får den logaritmerade sjöarean och medel pH störst betydelse och i modell 2 och 3 påverkar längd allmän väg mest, följt av förändringen och relativa förändringen av pH.

Tabell 7. β -koefficienter för de ingående deskriptorerna i de testade modellerna.

	β		
	Modell 1	Modell 2	Modell 3
LogArea_i	0,574890	0,089705	0,132487
LogMedeldjup_i	-0,073105	-0,052693	-0,094441
AndelLövskog_i	0,245274	0,019480	0,009745
AndelBarrskog_i	-0,459853	-0,367194	-0,388563
AndelBlandskog_i	-0,454160	-0,357694	-0,370538
AndelGlesskog_i	0,109392	0,015030	0,038891
AndelMosse_i	0,162369	0,039965	0,052567
LängdEnskVäg_i	-0,149812	0,087357	0,060958
LängdAllmVäg_i	-0,275729	-0,621454	-0,523864
MedelpH_i	-0,538707		
MedelFosf_i	-0,106641		
FörändrpH_i		0,413150	
FörändrFosf_i		-0,170451	
RelFörändrpH_i			0,426384
RelFörändrfosfor_i			-0,093607

De olika modellerna ger deskriptorerna olika vikt när det gäller påverkan på känslighetsparametern. Till exempel varierar β -värdet för blandskog mellan -0,45 och -0,36, och den logaritmerade areans inverkan varierar mellan 0,09 och 0,57. De olika parametrarnas viktade betydelse varierar således relativt mycket beroende på vilket mått på vattenkemiparametrarna som tas med i modellen.

Ungefär 40 procent av variationen i siktdjupsförändring kunde förklaras av variationer i deskriptorerna, oavsett vilken modell som testades (Tabell 8). De uppskattade β -koefficienterna är dock relativt osäkra, med p -värden i intervallet 0,09-0,97. Ingen β -koefficient är signifikant med $p < 0,05$ och endast en är signifikant med $p < 0,10$ (Bilaga 3).

Tabell 8. Resultat av multipel regression för de olika modellerna.

	Modell	Modell	Modell
Standard			
R²	0,4241	0,4138	0,4247
Standardfel för uppskattning	0,0463	0,0463	0,0463
p-värde	0,5030	0,5334	0,5011
Framåt stegvis			
R²	0,3779	0,3801	0,3925
Standardfel för uppskattning	0,0407	0,0389	0,0385
p-värde	0,0787	0,0179	0,0143

Punktdiagram där predikterad siktdjupsförändring jämförs med uppmätta värden har tagits fram för att illustrera modellernas osäkerhet (bilaga 4). Punktdiagrammen visar att en relativt stor andel av de uppmätta värdena ligger utanför det 95-procentiga konfidensintervallet som modellens prediktion anger.

De framåt stegvisa regressionerna visar att mellan fyra och sex av de ingående deskriptorer påverkar modellernas noggrannhet mest. När framåt stegvis regression tillämpas får de deskriptorer som kommer med i regressionsekvationen är p -värdet mellan 0,02 och 0,30. Variansen i siktdjup förklaras dock något sämre av dessa modeller, men ändå nära 40 procent (Tabell 8). De variabler som bör ingå i modellerna enligt den stegvisa regression skiljer sig åt mellan modellerna (Tabell 9). De olika modellernas R^2 skiljer sig marginellt, men p -värdet är dock betydligt lägre för modell 2 och 3 vilket tolkas som att dessa två uppskattningar är något mer signifikanta. Dessa regressionsekvationer visar att längd allmän väg, förändring av pH samt andel barr- och blandskog är de deskriptorer som med störst noggrannhet beskriver siktdjupsförändring hos sjöar i detta test.

Tabell 9. Resultat av framåt stegvis regression.

Modell 1		Modell 2		Modell 3	
Deskriptor	Beta	Deskriptor	Beta	Deskriptor	Beta
AndelBlandskog _i	-0,499875	LängdAllmVäg _i	-0,505676	RelFörändrpH	0,426829
AndelBarrskog _i	-0,440584	FörändrpH	0,427141	AndelBarrskog _i	-0,456162
LängdAllmVäg _i	-0,427865	AndelBarrskog _i	-0,435475	AndelBlandskog _i	-0,447943
LogArea _i	0,465826	AndelBlandskog _i	-0,352527	LängdAllmVäg _i	-0,361018
MedelpH	-0,409410				
AndelLövsskog _i	0,203668				

Bakåt stegvis regression gav inga resultat för någon modell.

8.1.1 Negativ siktdjupsförändring

Antalet sjöar med positiv siktdjupsförändring var för få för att statistikprogramvaran skulle kunna genomföra regression med enbart sjöar med positiv siktdjupsförändring. Detta berodde på att antalet sjöar med positiv siktdjupsförändring understeg antalet variabler som ingår i modellerna.

En analys med de sjöar med negativ siktdjupsförändring gav β -koefficienter som skiljer sig märkbart från koefficienterna som togs fram i analysen där även sjöar med positiv siktdjupsförändring ingår. Längd enskild väg den variabel som påverkar siktdjupet mest tätt följd av den logaritmerade sjöarean (Tabell 10).

Tabell 10. β -koefficienter för de ingående deskriptorerna i de testade modellerna där endast sjöar med negativ siktdjupsförändring ingår i analysen.

	Beta		
	Modell 1	Modell 2	Modell 3
LogArea_i	-0,809723	-0,785171	-0,723201
LogMedeldjup_i	-0,518126	-0,604914	-0,625495
AndelLövskog_i	0,241450	0,297708	0,246514
AndelBarrskog_i	-0,510589	-0,598751	-0,559545
AndelBlandskog_i	-0,248813	-0,216804	-0,239516
AndelGlesskog_i	0,336120	0,419701	0,393243
AndelMosse_i	0,057026	0,156704	0,125114
LängdEnskVäg_i	0,763172	0,864958	0,805389
LängdAllmVäg_i	-0,025510	-0,041892	-0,009997
MedelpH_i	0,168811		
MedelFosf_i	0,058774		
FörändrpH_i		0,094176	
FörändrFosf_i		-0,097858	
RelFörändrpH_i			0,056182
RelFörändrfosfor_i			-0,128797

De testade modellerna förklarar cirka 74 procent av variationen, vilket är betydligt högre än när även sjöar med positiv siktdjupsförändring ingår i analysen. Även signifikansnivån är relativt hög med p -värden kring 0,22. Även i denna analys ger framåt stegvis regression betydligt bättre signifikansnivå, med försumbart lägre R^2 -värden än standardregression. Den bakåtgående stegvisa regressionen förklarar betydligt lägre del av variansen men signifikansnivån blir väldigt hög (Tabell 11). Samtliga resultat från den multipla regressionen med data från sjöar med negativ siktdjupsförändring redovisas i bilaga 5.

Tabell 11. Resultat av multipel regression för de olika modellerna då endast sjöar med negativ siktdjupsförändring ingår i analysen.

	Modell 1	Modell 2	Modell 3
Standard			
R2	0,737509	0,739412	0,741367
Standardfel för uppskattningen	0,027555	0,027455	0,027351
p-värde	0,225815	0,221872	0,217847
Framåt stegvis			
R2	0,725207	0,725207	0,725207
Standardfel för uppskattningen	0,022490	0,022490	0,022490
p-värde	0,017937	0,017937	0,017937
Bakåt stegvis			
R2	0,39299	0,39299	0,39299
Standardfel för uppskattningen	0,02689	0,02689	0,02689
p-värde	0,00407	0,00407	

Även för dessa modeller redovisas punktdiagram där predikterad siktdjupsförändring jämförs med uppmätta värden för att illustrera modellernas osäkerhet (Bilaga 6). Diagrammen visar att de prediktionsmodeller som grundar sig på data från sjöar med negativ siktdjupsförändring ger en bättre överensstämmelse mellan observerad och predikterade värden jämfört med när både negativa och positiva siktdjupsförändringar använts.

De stegvisa regressionerna ger samma resultat oavsett vilken modell som testas eftersom de olika varianterna på pH och fosfor inte kommer med i regressionsekvationen (Tabell 12). Detta skiljer sig från resultaten då sjöar med negativ och positiv siktdjupsförändring ingår.

Tabell 12. Resultat av framåt stegvis regression för regressioner baserade på data från sjöar med negativ siktdjupsförändring.

Modell 1		Modell 2		Modell 3	
Deskriptor	Beta	Deskriptor	Beta	Deskriptor	Beta
LogMedeldjup	-0,525306	LogMedeldjup	-0,525306	LogMedeldjup	-0,525306
AndelBlandskog _i	-0,279857	AndelBlandskog _i	-0,279857	AndelBlandskog _i	-0,279857
AndelBarrskog _i	-0,547459	AndelBarrskog _i	-0,547459	AndelBarrskog _i	-0,547459
AndelLövsskog _i	0,284331	AndelLövsskog _i	0,284331	AndelLövsskog _i	0,284331
LängdEnskVäg _i	0,687225	LängdEnskVäg _i	0,687225	LängdEnskVäg _i	0,687225
LogArea _i	-0,671720	LogArea _i	-0,671720	LogArea _i	-0,671720
AndelGlesskog _i	0,331265	AndelGlesskog _i	0,331265	AndelGlesskog _i	0,331265

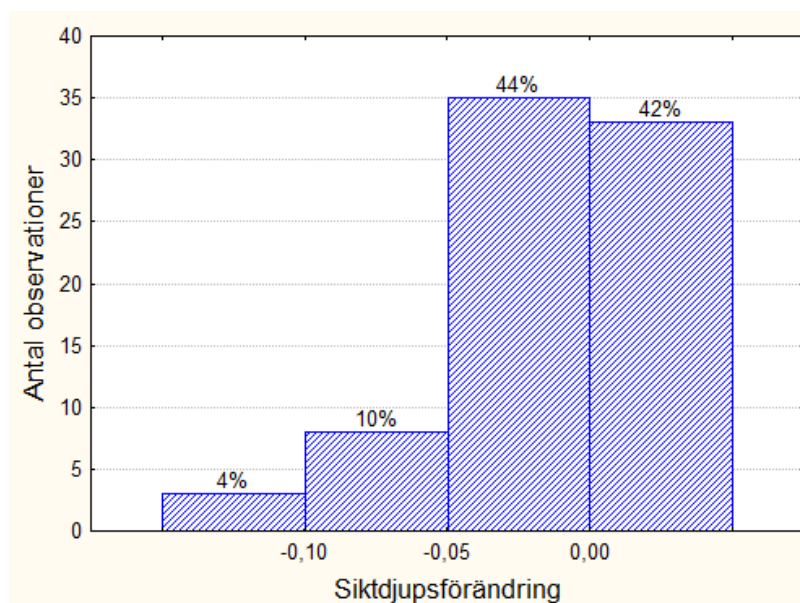
När sjöar med positiv siktdjupsförändring utesluts ur analysen kunde också en bakåt stegvis regression genomföras och i denna analys framkom det logaritmerade medeldjupet som den variabel som är viktigast för att prediktera siktdjupsförändring (Tabell 13).

Tabell 13. Resultat av bakåt stegvis regression för regressioner baserade på data från sjöar med negativ siktdjupsförändring.

Modell 1		Modell 2		Modell 3	
Deskriptor	Beta	Deskriptor	Beta	Deskriptor	Beta
LogMedeldjup	-0,626892	LogMedeldjup	-0,626892	LogMedeldjup	-0,626892

8.2 Känslighetsgradering

Känslighetsgraderingen utgick från de 79 sjöar i tabell Data_siktdjupsförändring där tillräckligt dataunderlag för beräkning av siktdjupsförändring fanns. Majoriteten av sjöarna visar en negativ trend för siktdjup (Figur 9).



Figur 9. Histogram över siktdjupsförändring hos de 79 sjöar som ingick i tabell Data_siktdjup.

En subjektiv bedömning hade gjorts i metoddelen att gränserna för känslighetsklasserna skulle ligga så att cirka 5 procent av sjöarna bedömdes ha hög känslighet, 10 procent måttlig känslighet och resterande andel antingen låg känslighet eller ingen känslighet. Utifrån denna bedömning och resultatet i (Figur 9) sattes klassgränserna enligt följande:

	Färg	Siktdjupsförändring
Ingen känslighet	Grön	>0
Låg känslighet	Gul	-0,05 - 0
Måttlig känslighet	Orange	-0,1 - -0,5
Hög känslighet	Röd	< -0,1

8.3 Prediktion av känslighet

Utifrån resultatet från regressionerna och den känslighetsgradering som tagits fram redovisas här två kartor där en prediktion av siktdjupsförändring visualiseras för ett urval sjöar i Skåne. Först redovisas en kartbild som baseras på en regressionsekvation där sjöar med både positiv och negativ siktdjupsförändring ingår i dataunderlaget (Figur 10). Resultatet från den multipla regressionen av modell 3 har använts eftersom den har högst R^2 -värde (Tabell 8). Enligt modell 3 kan siktdjupet predikteras enligt ekvation 6. I prediktionsekvationerna används de oviktade regressionskoefficienterna, B-värdena, som finns redovisade i bilaga 3.

Ekvation 6

Siktdjupsförändring

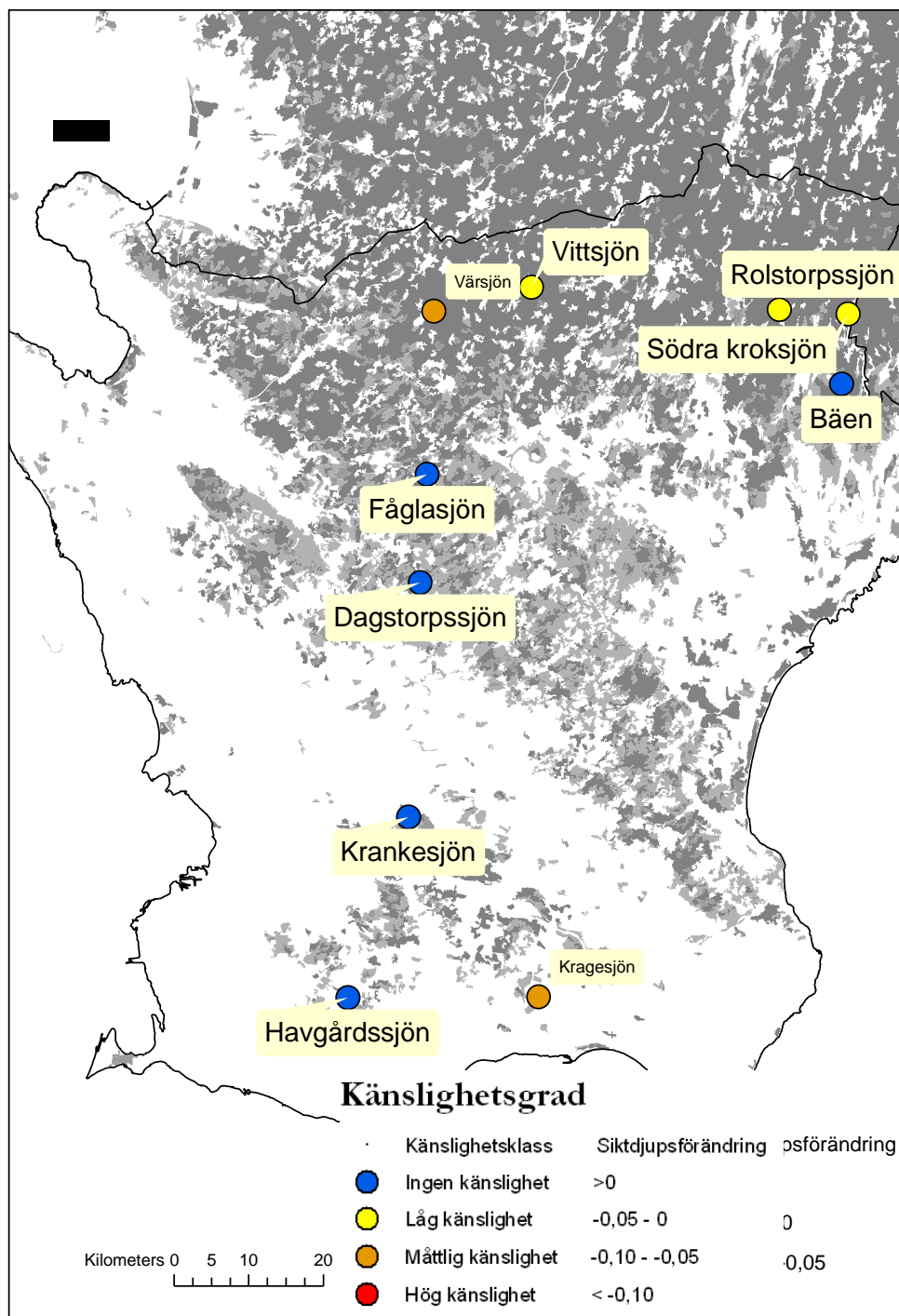
$$\begin{aligned} &= 0,0808 + \text{LogArea}_i \times 0,0037 + \text{LogMedeldjup}_i \times (-0,0028) \\ &+ \text{LängEnskVäg}_i \times 1\text{E-}6 + \text{LängdAllmVäg}_i \times (-8\text{E-}6) + \text{AndelLövs kog}_i \\ &\times 0,0080 + \text{AndelBarrskog}_i \times (-0,9232) + \text{AndelGlesskog}_i \times (-0,2141) \\ &+ \text{AndelBlandskog}_i \times 0,0076 + \text{AndelMosse}_i \times 0,0215 + \text{RelFörändrpH}_i \\ &\times 0,7392 + \text{RelFörändrfosfor}_i \times (-0,1943) \end{aligned}$$

Därefter presenteras en kartbild som baseras på en regressions ekvation där endast sjöar med negativ siktdjupsförändring ingår i dataunderlaget (Figur 11). Även i detta fall har modell 3 lägst R^2 och är den modell som ligger till grund för kartan. Ekvationen skiljer sig dock något åt när endast sjöar med negativ siktdjupsförändring använts som underlag (Ekvation 7). B-värden för modellerna utan sjöar med positiv siktdjupsförändring finns redovisade i bilaga 5.

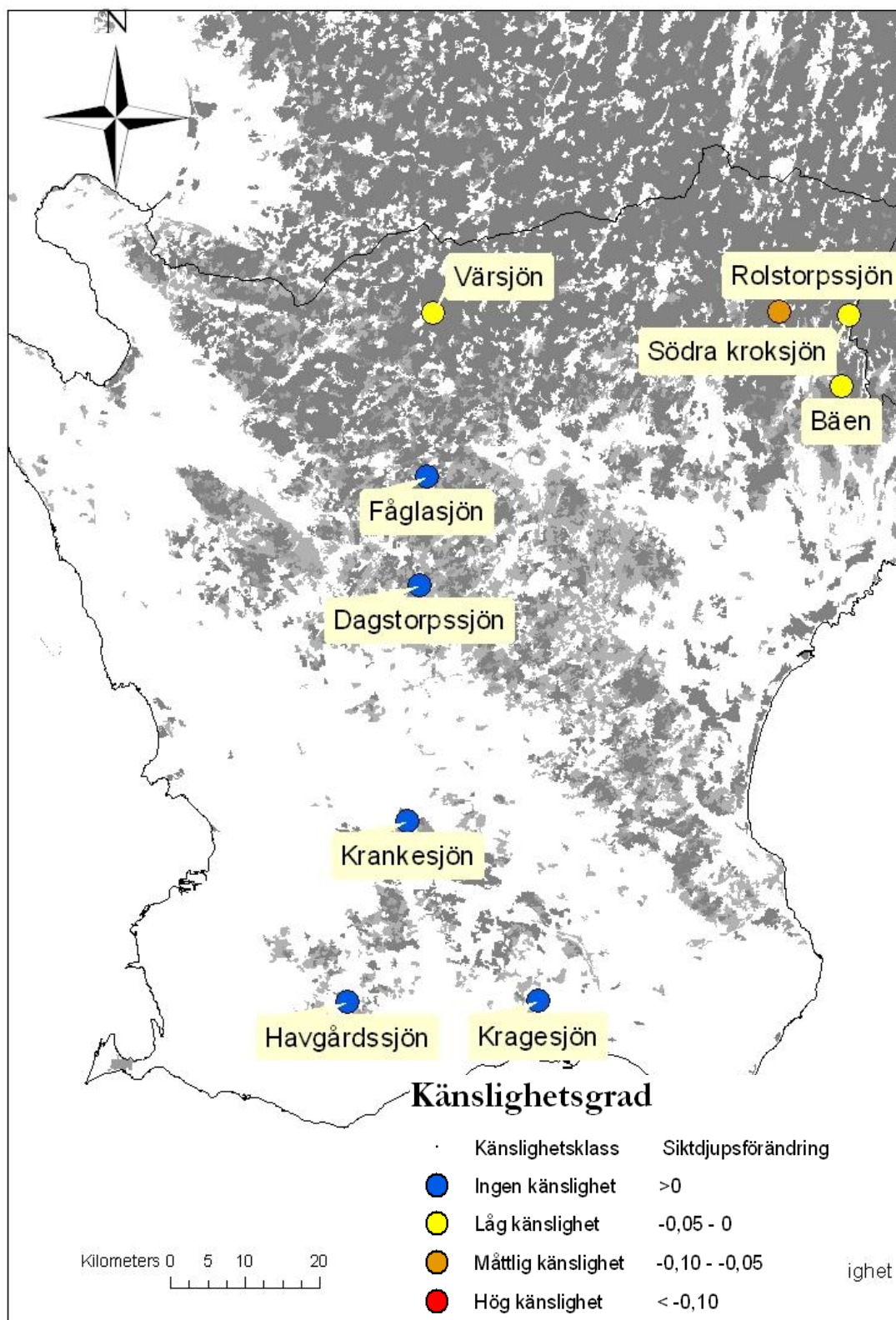
Ekvation 7

Siktdjupsförändring

$$\begin{aligned} &= 0,0546 + \text{LogArea}_i \times (-0,2230) + \text{LogMedeldjup}_i \times (-0,0230) \\ &+ \text{AndelLövs kog}_i \times 0,0628 + \text{AndelBarrskog}_i \times (-0,1264) \\ &+ \text{AndelGlesskog}_i \times (-0,0959) + \text{AndelBlandskog}_i \times 0,1735 \\ &+ \text{AndelMosse}_i \times 0,0726 + \text{LängEnskVäg}_i \times 3\text{E-}6 + \text{LängdAllmVäg}_i \\ &\times (-4\text{E-}7) + \text{RelFörändrpH}_i \times 1,1054 + \text{RelFörändrfosfor}_i \times (-0,1723) \end{aligned}$$



Figur 10. Karta som visar känslighetsgraden för ett antal sjöar i Skåne. Den angivna känslighetsgraden är uträknad med en prediktionsmodell som baseras på data från sjöar med både positiv och negativ siktdjupsförändring. De gråmarkerade områdena betyder att marktäcket består av olika typer av skog. Kartunderlag från Lantmäteriet och CORINE Land Cover 2000.



Figur 11. Karta som visar känslighetsgraden för ett antal sjöar i Skåne. Den angivna känslighetsgraden är uträknad med en prediktionsmodell som baseras på data från sjöar med negativ siktdjupsförändring. De gråmarkerade områdena betyder att marktäcket består av olika typer av skog. Kartunderlag från Lantmäteriet och CORINE Land Cover 2000.

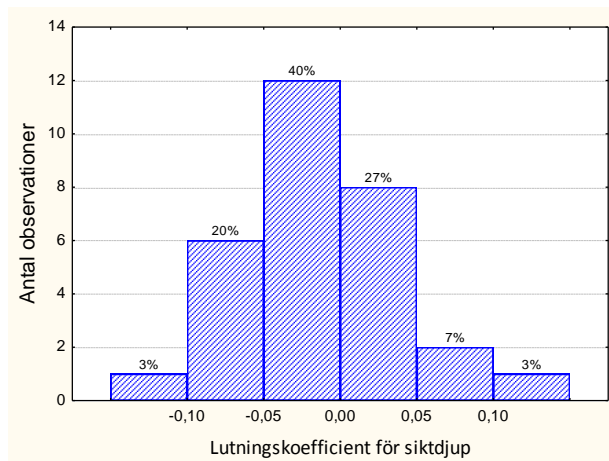
På båda kartorna redovisas också var marktypen skog finns och kartbilden visar att de mer känsliga sjöarna befinner sig i områden med mycket skog.

8.4 Utvärdering av indata

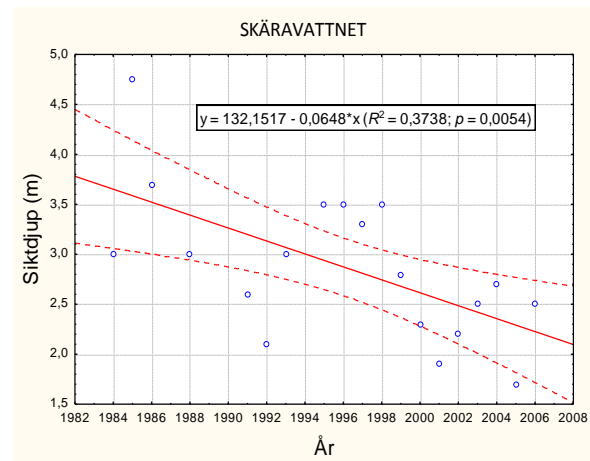
Under denna rubrik presenteras resultat från kvalitetsanalys av indata. Resultaten användes för att utvärdera och modifiera de olika uppsättningarna data som testats.

Siktdjupsförändring

Frekvensfördelningen för lutningskoefficienten för siktdjupsförändringar är normalfördelad, något fler sjöar med negativ förändring än med positiv (Figur 12). Ett exempel på resultatet från linjär regression av siktdjupsförändring redovisas här för sjön Skäravattnet. Som för samtliga andra sjöar varierar siktdjupet från år till år under observationsperioden, här med mer än 50 procent. Den linjära trendförändringen i samma material uppskattas även den till storleksordningen 50 procent över hela observationsperioden, från cirka 4 m till cirka 2 m (Figur 13). Konfidensintervallet för regressionslinjen är brett för samtliga sjöar, vilket beskriver en osäkerhet i modellen.

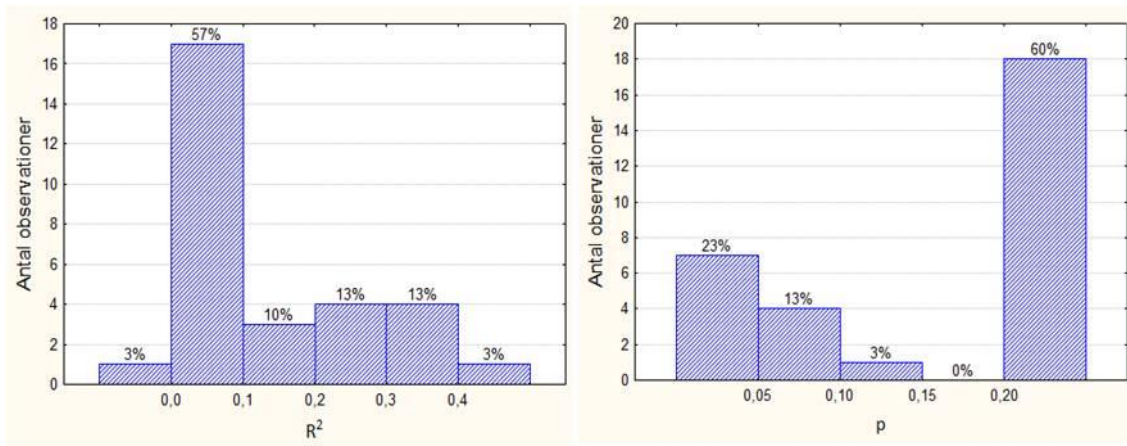


Figur 12. Frekvensfördelning över siktdjupsförändringarna för sjöarna som ingick i analysen.



Figur 13. Punktdiagram över siktdjupsmätningar för sjön Skäravattnet mellan år 1984 och 2006. I figuren redovisas även en linjärt anpassad regression, R -, R^2 -, p -värde samt ett 95 procentigt konfidensintervall.

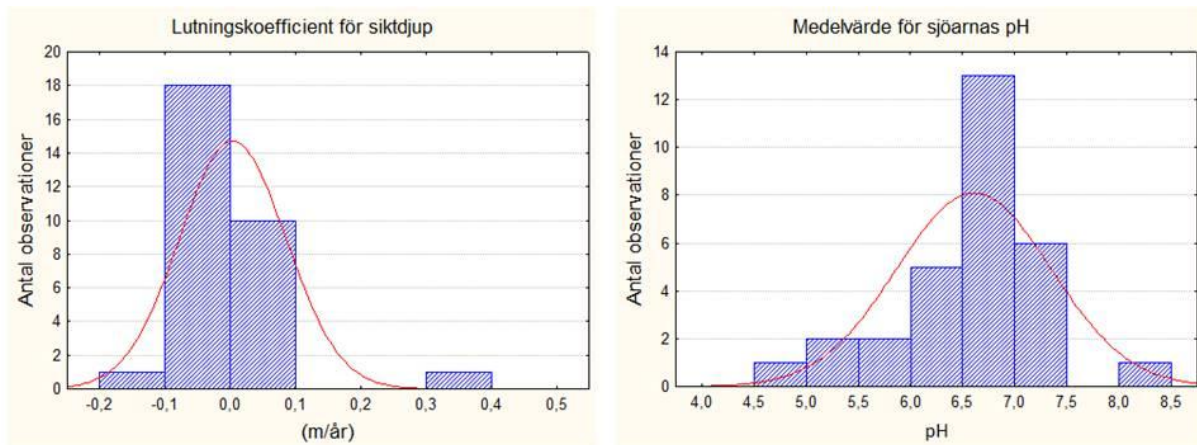
Resultaten från den linjära regressionen mellan siktdjupsförändringen och år för respektive sjö visade osäkerheter i uppskattningen av siktdjupsförändring (Bilaga 7). För 57 procent av de linjära regressionerna låg R^2 mellan 0 och 0,1, och endast en sjö hade ett R^2 -värde över 0,4. För 60 procent av de linjära regressionerna låg p -värdet över 0,2 och endast 36 procent av regressionerna låg under 0,10 (Figur 14).



Figur 14. Histogram över R² och p-värdet för regressionsanalysen av siktdjupsförändringen över tid.

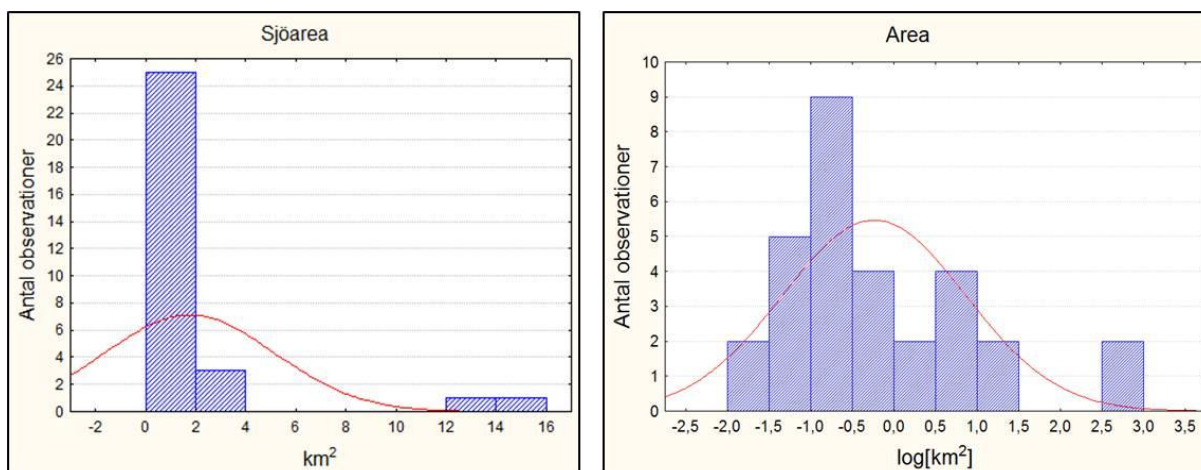
Normalfördelningsantagandet

För många deskriptorer kunde mätdata approximeras som normalfördelade (Figur 15).



Figur 15. Histogram för ett urval av de variabler som var relativt väl approximerade som normalfördelade med normalfördelningskurva inritad. Till vänster, lutningskoefficient från den linjära regressionen över siktdjup. Till höger, medelvärde för sjöarnas pH under respektive sjös mätperiod.

Efter logaritmering av vissa variabler erhöles en mer normalfördelad datamängd (Figur 16). En tabell över parametrar som logaritmerades redovisas i bilaga 1.



Figur 16. Exempel på hur logaritmering anpassade mätdata till normalfördelning.

Punktdiagram

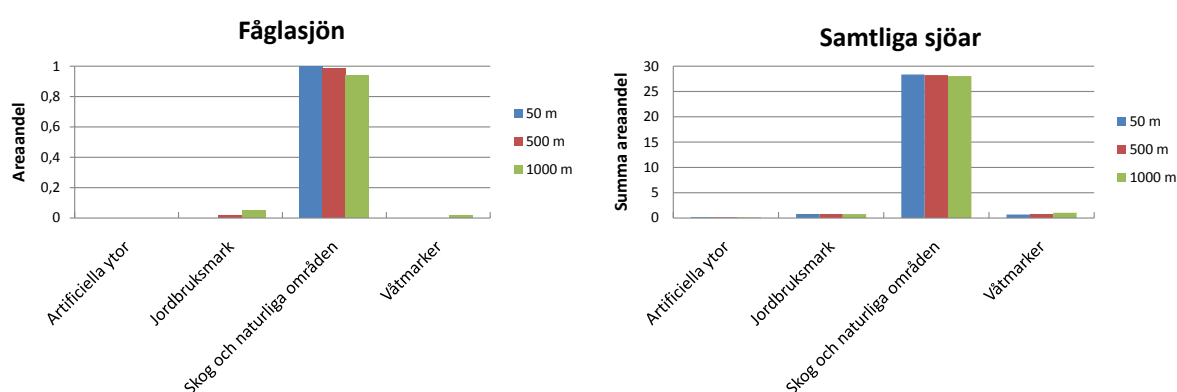
Punktdiagrammen för siktdjupsförändring och deskriptorerna visade inga tydligt linjära samband. De anpassade linjerna förklarade en låg andel av variansen, och R^2 -, R - och p -värdena var låga (Bilaga 8). I de data som analyserades observerades ett extremvärde för siktdjupet men ingen tydlig förbättring av R^2 -, r - och p -värdet kunde urskiljas om extremvärdet togs bort.

Korrelationsanalys

En korrelationsmatris togs fram för samtliga deskriptorer (Bilaga 9). Denna visade att flera av dem var korrelerade, vilket påverkar den multipla linjära regressionen eftersom variabler då inte är ortogonala.

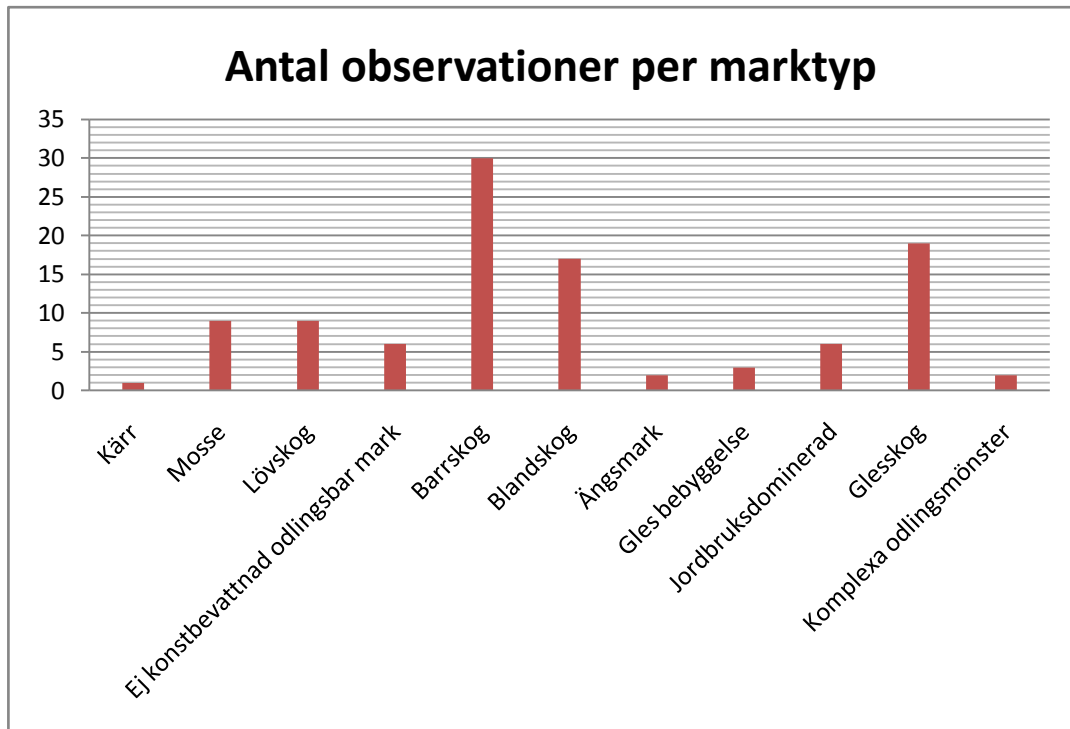
Betydelse av buffertzonens storlek

De olika buffertzonerna gav olika procentuell andel marktäcke beroende på dess storlek. Skillnaderna var dock marginella, och det dominerande marktäcket för alla sjöar var skog och naturliga områden, oberoende av vilken storlek på buffertzon som valdes (Figur 17).



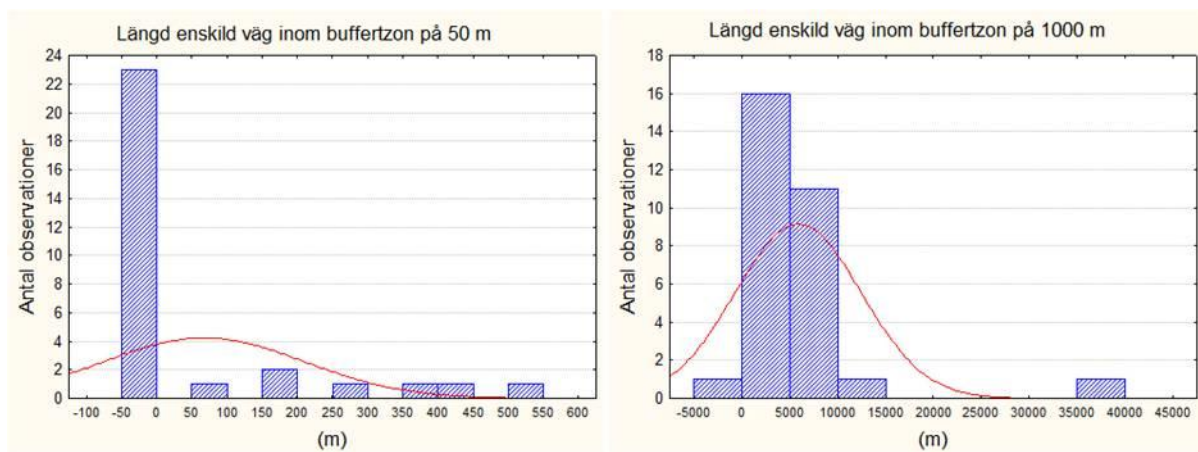
Figur 17. Till vänster visas skillnaden för marktäckestyperna beroende på hur stor buffertzon som valdes hos en enskild sjö. Till höger visas den samlade bilden för samtliga sjöar. Oavsett vilken storlek som valdes dominerade skog och naturliga områden för samtliga buffertzoner.

En mer noggrann kartering av markanvändningen genomfördes för buffertzonen på 1000 meter och visade att de mest förekommande markanvändningarna var barrskog, lövskog, blandskog, glesskog och mosse (Figur 18).



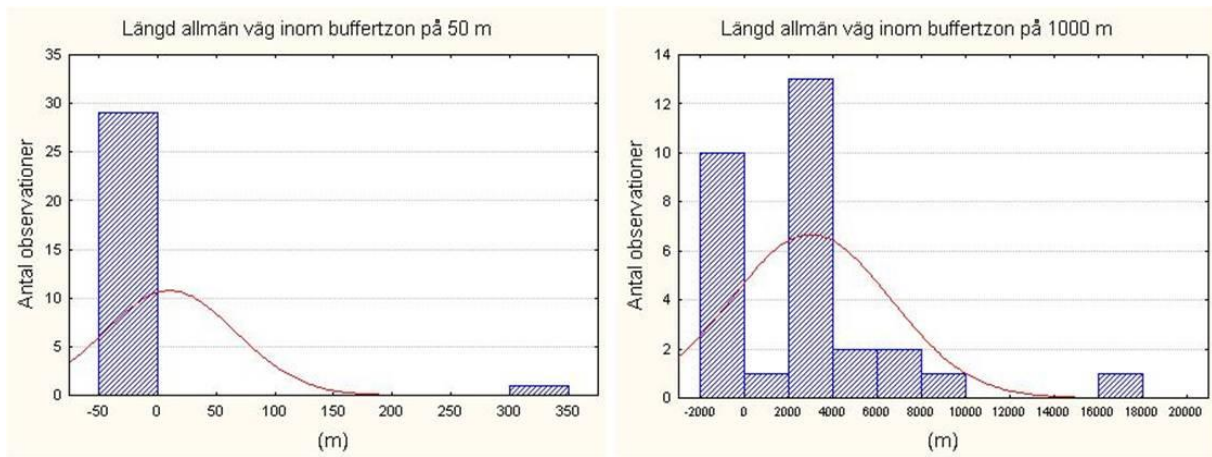
Figur 18. Kartering av olika markanvändningstyper inom en buffertzona på 1000 meter.

Data för de enskilda vägarna skiljde sig mycket beroende på vilken buffertzona som valdes. För en majoritet av sjöarna (23 av 30) fanns inga enskilda vägar inom 50 meters avstånd, men för den största buffertzonen var data för enskilda vägar mer jämnt spridd (Figur 19). En sjö, Yngern, avvek från de övriga med betydligt större väglängd.



Figur 19. Beroende på vilken buffertzona som valdes skiljde sig resultatet för enskild väg väsentligt. Till vänster är buffertzonen 50 meter och 23 sjöar saknar värden. Till höger är buffertzonen för enskild väg 1000 meter

Data för de allmänna vägarna skiljde sig även beroende på vilken buffertzona som valdes. Dock saknades fler observationer för dessa jämfört med enskilda vägar oberoende av vilken buffertzona som valdes (Figur 20).



Figur 20. Beroende på vilken buffertzön som valdes skiljde sig resultatet för allmän väg väsentligt. Till vänster är buffertzön 50 meter och 29 sjöar saknar värden. Till höger är buffertzön för allmän väg 1000 meter och värden saknas för 10 sjöar.

9 Diskussion

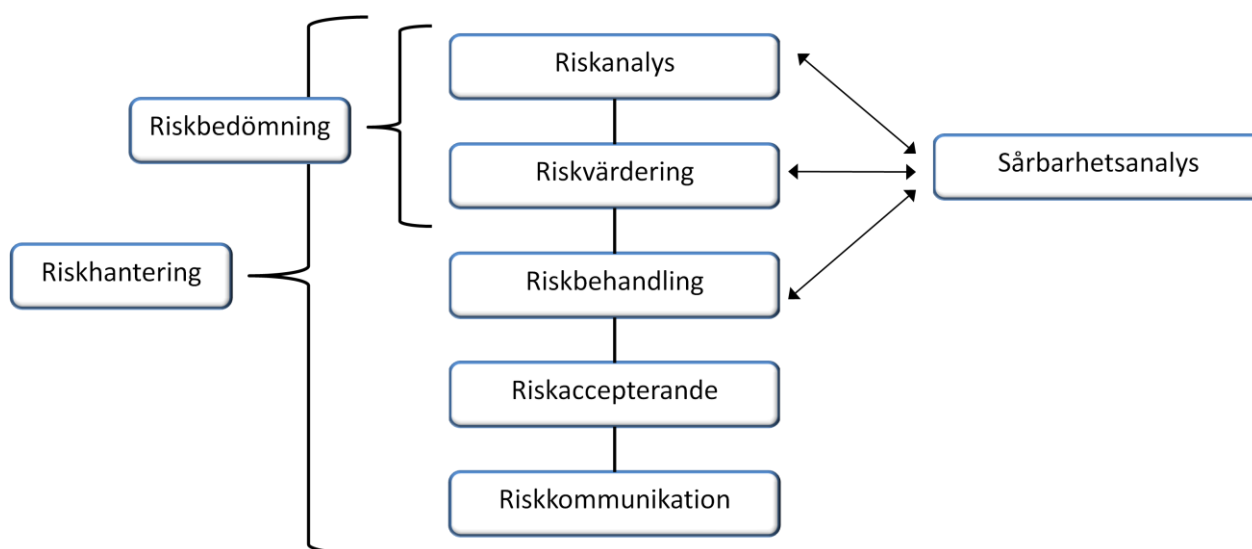
9.1 Sårbarhetsanalys i riskhanteringsprocessen

Risk- och sårbarhetsanalyser när det gäller miljö är ett mycket komplext område liksom miljön och dess ekosystem är mycket komplexa. Området är nytt och under utveckling och därför finns det inga självklara metoder att ta till, men dock en del förslag som kan vara värda att titta närmare på för den som ska genomföra en sårbarhetsanalys.

Att ta fram index som listar olika typer av miljötillstånd som indikerar sårbarhet inom ett område kan visserligen ge en grov uppskattning på huruvida ett område är känsligt eller utsatt för ett stort antal stressfaktorer, men det blir svårt att agera utifrån ett sådant mått. Ett index liknande EVI ger viss hjälp att identifiera problemområden och bedöma ett lands övergripande sårbarhet, men för noggrannare bedömningar och framtagande av åtgärder krävs mer kvantitativa mått på sårbarhet såsom modellen för sårbarhetsyta. För att kunna skapa sådana typer av sårbarhetsytor krävs fler kvantifieringar av sårbarhet i stil med DRASTIC och analysen som genomförts i denna rapport. Problemen med mer kvantitativa mått är dock att väldigt stor kunskap och mycket information om miljön krävs för att kunna fastställa känslighet, exponering, tröskelvärden och nuvarande tillstånd.

När det gäller begreppen risk och sårbarhet så är de tätt förknippade eftersom sårbarheten står i relation till de hot som objektet är känsligt mot. Att genomföra en sårbarhetsanalys utan att ta hänsyn till begreppet risk blir därför meningslöst. Till exempel skulle det inte vara särskilt intressant att analysera Sveriges sårbarhet för vulkanutbrott, eftersom sannolikheten för att detta skulle ske är alltför låg. Sårbarhetsanalysens relevans ökar alltså med noggrannare identifiering och sannolikhetsbedömning av faror. Omvänt är konsekvenserna för ett realiserat hot direkt beroende av objektets sårbarhet. Därför borde en riskanalys bli mer relevant ju mer hänsyn som tas till kvantifiering av sårbarhet.

Sårbarhetsanalyser bör alltså integreras i riskhanteringsprocessen för att denna ska bli så fullständig som möjligt (Figur 21). Sårbarhet bör beaktas framförallt vid riskanalys, riskvärdering och riskbehandling. I riskanalysen bör faror identifieras och olycksscenarier tas fram och prioriteras efter hur systemets sårbarhet karaktäriseras. Hot för vilka systemet är extra känsligt bör få högre prioritet i analysen, och när man i riskuppskattningen bedömer konsekvenserna måste hänsyn tas till sårbarhet hos det system som analyseras. När risken ska värderas bör riskkriterierna utformas med hänsyn till sårbarhet. Riskmåttan måste sättas i relation till vad som bedöms värdefullt och sårbart i systemet. De komponenter som är mest sårbara i förhållande till sitt värde bör styra hur risken värderas. I riskbehandlingen kan sårbarhetsanalysen användas för att rikta åtgärder mot de delar av systemet som är känsligast för att bygga upp deras motståndskraft. Faktorer som påverkar sårbarheten kan identifieras och modifieras så att effektiva åtgärder kan sättas in för att minska systemets sårbarhet.



Figur 21. Schematisk bild över sårbarhetsanalysens roll i riskhanteringsprocessen.

Skillnaden mellan SETACs definition av miljöriskbedömning och IECs riskhanteringsprocess framstår som relativt små och det vore lämpligt att dessa två organisationer enas om en gemensam modell för riskhanteringsprocessen, där sårbarhetsanalys är en nyckelkomponent.

För att genomföra risk- och sårbarhetsanalyser är det också viktigt med praktiska vägledningar såsom den presenterad av Krisberedskapsmyndigheten. Dessa behövs för att risk- och sårbarhetsanalyser ska kunna genomföras i praktiken av personer som inte är experter på området.

9.2 Kvantifiering av sårbarhet

Det visade sig möjligt att kvantifiera sårbarheten hos sjöar genom att försöka finna linjära samband mellan en känslighet och ett antal deskriptorer, som till exempel kemiska data, fysiska egenskaper och egenskaper hos omgivande landskap. Osäkerheterna i den modell som tagits fram är dock betydande, men modellen ger ändå en möjlighet att inom vissa intervall förutsäga siktdjupsförändring hos en sjö.

Resultatet visar att en stor del av deskriptorerna inte är särskilt betydelsefulla för prediktion av siktdjupsförändringar. Detta kan dels bero på att deskriptorernas egenskaper och funktioner inte påverkar siktdjupet. Alternativt kan deras påverkan på siktdjup vara starkt korrelerad med en annan deskriptors påverkan, därmed behövs bara en av deskriptorerna för att beskriva variansen hos siktdjupsförändringen. För att undvika att korrelation mellan deskriptorer ska påverka har korrelationsmatriser tagits fram, och deskriptorer som tagits med i modellen valts så att de kan antas vara så oberoende som möjligt.

Vägarnas betydelse för siktdjupsförändring visar sig vara stor, men också relativt högt korrelerad med sjöarnas area. Denna korrelation skulle möjligtvis kunna minskas om längd väg per areaenhet land istället används, och detta skulle kunna vara ett bättre mått. I denna studie testas alternativa mått på vattenkemiparametrarna och detta påverkade resultatet. Om förändringen i pH och totalforsfor mäts som snittförändring per år under observationsperioden, eller som procentuell förändring i förhållande till medelvärdet innebär inte någon större skillnad.

Om känsligheten karaktäriseras som negativ förändring bör lämpligtvis sjöar med negativ förändring användas som underlag när prediktionsmodell tas fram. Resultatet från denna studie visar att prediktionsmodellen då blir betydligt mer noggrann och signifikant. De olika

deskriptorernas betydelse för siktdjupsförändringen skiljer sig markant från analysen där även sjöar med positiv siktdjupsförändring tas med. Den negativa studien ger resultatet att sjöns area och medeldjup ger en minskning av siktdjupet. Detta skulle kunna förklaras av att större sjöar kan antas ha större tillrinningsområde och påverkas mer av sin omgivning, samt att sjöar med lågt medeldjup kan ha större kapacitet till självrening genom större andel bottenfauna.

9.2.1 Val av känslighetsparameter

Valet av känslighetsparameter bör grundas på de krav som presenterats i kapitel 2.2.2 Miljöriskbedömning. Då det övergripande målet i denna sårbarhetsanalys är att bevara sjöars vattenkvalitet och ekosystem är det viktigt att hitta en parameter som fångar de förändringar som försämrar möjligheterna att uppnå detta mål. Parametern bör som påpekats vara biologiskt och socialt relevant, otvetydigt och operationellt definierad, möjlig att mäta och förutsäga samt mottaglig för det aktuella hotet. I denna rapport valdes siktdjup till stor del eftersom det är relativt enkelt att mäta och mängden data bedömdes som stor. Siktdjupet kan också knytas till olika typer av miljöproblem och uppfyller därför kraven på mottaglighet för hot. Det finns också standardiserade mätmetoder för siktdjup och parametern är otvetydigt och operationellt definierad. När det gäller förutsägbarhet så gör de stora variationerna i siktdjup det svårare, men det är möjligt att inom vissa intervall förutsäga siktdjupet utifrån givna förutsättningar.

9.2.2 Begränsningar hos prediktionsmodellerna

En svaghet med den framtagna modellen för att kvantifiera känslighet och sårbarhet är att de kausala kopplingarna blir otydliga. Deskriptorerna väljs visserligen utifrån antagandet att de påverkar känsligheten hos ett system på något sätt, men dessa samband klarläggs inte. För att förbättra en analys av detta slag bör därför deskriptorerna motiveras bättre, och de samband som tas fram måste studeras mer noggrant för att det ska bli möjligt att agera och fatta beslut utifrån denna modell. Om detta görs skulle arbets sättet kunna vara mycket användbart eftersom de faktorer som till största delen påverkar sårbarheten kan identifieras. Möjligheten finns då att använda studier av denna typ som underlag i planeringsprocesser så att sårbarheten hos olika naturresursers inte ökar. Alternativt skulle sambanden kunna användas för att genomföra kompenserande åtgärder vid ingrepp som kan antas öka en naturresurs sårbarhet.

Att ta fram en indikator eller mätparameter som skulle kunna användas för att kvantifiera sjöars sårbarhet för samtliga miljöproblem torde vara omöjligt på grund av den stora variationen av orsaker och konsekvenser. Samtidigt som det finns en uppsjö av problem ett akvatiskt ekosystem kan drabbas av finns det också en uppsjö sätt att mäta vattenkvalitet. Av praktiska skäl kan det dock vara lämpligt att begränsa sig till en parameter som är relativt lätt att mäta.

Under projektets gång utvärderades ett antal möjliga variabler som känslighetsparametrar och deskriptorer och vi upplevde stora svårigheter i att välja ut vilka som skulle ingå i analysen. En av de stora tveksamheterna i de framtagna modellerna anser vi ligga i vilka variabler som ska tas med. Sjöar är som andra ekosystem väldigt komplexa och vilken känslighetsparameter som väljs avgör till stor del resultatet, och listan på deskriptorer som kan antas påverka känslighetsparametern kan göras längre än de parametrar som togs med i denna rapport. Problemet med att ta med fler parametrar blir att mer mätdata krävs för att kunna fastställa signifikanta samband, men samtidigt kan viktiga samband missas om alltför snäva begränsningar görs. I denna rapport valdes variabler till stor del efter hur lättåtkomlig data för respektive variabel var, och detta har givetvis begränsat analysen till stor del. Ett stort antal variabler har på så vis utelämnats från analysen trots att det skulle vara intressant att undersöka ett samband mellan dem. Alternativa analyser skulle kunna genomföras med andra relevanta känslighetsparametrar och deskriptorer, till exempel fiskavkastning och antal invasiva arter respektive befolkningstäthet och nederbördsmängder. Ytterligare ett exempel på en alternativ

känslighetsparameter är biodiversitet som bedöms vara mycket ekologiskt relevant. Tyvärr är det svårt att mäta biodiversitet och dataunderlaget för en sådan parameter är allt för knapphändigt. Mätningar av biodiversitet skulle förmodligen också bli väldigt dyra och därför svåra att genomföra över lång tid och för stora områden, men skulle kunna ge mycket intressanta resultat.

Ytterligare en begränsning med denna undersökning är att de sjöar som finns i dataunderlaget främst ligger i skogsområden och dessutom är relativt små. De framtagna prediktionsmodellerna är alltså inte nödvändigtvis applicerbara på alla typer av sjöar.

9.2.3 Felkällor och osäkerheter

Resultatet från denna studie visar att det för många sjöar är svårt att uppskatta en linjär trend för siktdjupsförändringar. Möjligtvis skulle dessa osäkerheter kunnat minskas med längre mätserier för varje sjö, men det kan också vara så att den naturliga variationen är stor vilket gör det svårare att uppfatta trender. Att använda sig av årsmedelvärde eller medelvärde för vissa månader skulle möjligtvis kunnat förbättra analysen.

Få sjöar i jordbrukslandskap är med i dataunderlaget vilket kan antas påverka resultatet. Det är möjligtvis så att de framtagna prediktionssekvationerna inte alls är användbara på sjöar i jordbrukslandskap. Detta skulle kunna förklara utseendet på de framtagna kartorna över Skåne där de känsliga sjöarna ligger i skogsområden. Att endast en sjö i Skåne bedöms ha mer än låg känslighet kan bero på att det finns större andel lövskog i där än i övriga Sverige.

9.2.4 Dataunderlag och GIS

I ett större perspektiv skulle det vara intressant att sammanställa kartor över flera naturresurser inom ett område där samtliga sårbarhetsklassas efter en uppsättning deskriptorer. I denna process borde GIS vara ett utmärkt verktyg för att lagra data och visualisera sårbarhet efter genomförda beräkningar.

GIS visade sig i denna studie vara ett användbart verktyg för att ta fram data för de spatiala deskriptorerna. Problemet med verktyget var dock att få fram relevant data och att viss typ av data krävde stora datorresurser.

Att samla in och strukturera data var mycket arbetskrävande och det var svårt att få en överblick över vilken data som fanns att tillgå. De data som fanns tillgänglig på internet var i vissa fall mycket omständlig att ta fram och mycket tid hade kunnat sparas med en effektivare sökmetod i datavärdarnas databaser. Det kan dock konstateras att en stor mängd data finns tillgänglig för nedladdning, det som behövs är dock en tydligare struktur och lämpligtvis en samordning av hur data ska göras tillgänglig för slutanvändaren.

9.2.5 Utveckling

En grundläggande utveckling av denna modell vore att ta hänsyn till andra deskriptorer och känslighetsparametrar än de som använts i denna studie. I denna studie har ingen hänsyn tagits till åtgärder såsom kalkning och urfiskning vilket skulle vara intressant att undersöka. Metodiken skulle också kunna prövas på andra objekt och områden än sjöar, till exempel skogsområden och vattendrag. Det vore också intressant att applicera denna metodik på helt andra fenomen som till exempel storstadsregioner och sociala grupper i samhället. Genom att hitta känslighetsparametrar och deskriptorer skulle sårbarheten kunna beskrivas ur olika perspektiv, till exempel ekonomisk sårbarhet eller sårbarhet när det gäller vardagsolyckor eller kriser. Modeller skulle kunna utvecklas och anpassas för att ta uppskatta sårbarheten hos olika objekt, områden eller grupper i samhället när det gäller klimatförändringar eller ökad globalisering genom att välja känslighetsparametrar och deskriptorer som beskriver samband kopplade till dessa fenomen.

10 Slutsats

Indexbaserade metoder för sårbarhetsanalys ger en överblick över sårbarheten hos ett system, men för att agera utifrån en sårbarhetsanalys behövs kvantifierande modeller. Att med hjälp av multipel linjär regression ta fram samband mellan känslighetsparametrar och deskriptorer är ett möjligt sätt att beräkna sårbarhet. Metoden ger också möjlighet att undersöka hur sårbarhet påverkas av olika åtgärder. GIS är ett kraftfullt verktyg som kan användas för att plocka fram dataunderlag för en kvantifiering av sårbarhet och dessutom visualisera denna på ett effektivt sätt. Statistiska samband av den typ som påvisats i denna studie skulle kunna användas för att skapa en översikt över sårbara områden. Sambanden bör också kunna användas för att se vilka faktorer som påverkar sårbarheten hos ett område mest, och därefter kunna prioritera åtgärder efter detta.

11 Litteraturförteckning

- Abrahamsson, Marcus, och Sven Erik Magnusson. *Risk- och sårbarhetsanalyser*. Stockholm: Krisberedskapsmyndigheten, 2005.
- Adger, W. Neil. "Vulnerability." *Global Environmental Change*, 2006: 268-281.
- Bradley, Patricia M., och Elizabeth R. Smith. "Using science to assess environmental vulnerabilities." *Environmental Monitoring and Assessment*, nr 94 (2004): 1-7.
- Brookes, Andrew. "Environmental risk assessment and risk management." i *Methods of environmental impact assessment*, av Peter Morris och Riki Therivel, 351-364. London: Spon Press, 2001.
- Burgman, Mark. *Risks and decisions for conservation and environmental management*. New York: Cambridge University Press, 2005.
- Cech, Thomas V. *Principles of water resources*. New York: John Wiley & Sons, Inc., 2003.
- Connor, R. F., och K. Hiroki. "Development of a method for assessing flood vulnerability." *Water Science & Technology* 51, nr 5 (2005): 61-67.
- Cutter, Susan L., Bryan J. Boruff, och W. Lynn Shirley. "Social vulnerability to environmental hazards." *Social science quarterly* 84, nr 2 (2003): 242-261.
- Denny, S. C., D. M. Allen, och J. M. Journey. "DRASTIC-Fm: a modified vulnerability mapping method for structurally controlled aquifers in the southern Gulf Islands, British Columbia, Canada." *Hydrogeology Journal* 15 (November 2007): 483-493.
- Dilley, Maxx, och Tanya E. Boudreau. "Coming to terms with vulnerability: a critique of the food security definition." *Food Policy* 26 (2001): 229-247.
- Eklundh, Lars. *Geografisk informationsbehandling -Metoder och tillämpningar*. Tredje upplagan. Formas, 2003.
- Hallin, Per-Olof, Jerry Nilsson, och Nicklas Olofsson. *Kommunal sårbarhetsanalys*. Stockholm: Krisberedskapsmyndigheten, 2004.
- Heiskary, Steven Kolla upp vad det är för typ av rapport. *Lake prioritization for protecting swimmable use*. USA: Minnesota pollution control agency (MPCA), 1997.
- Holling, C. S. "Resilience and stability of ecological systems." *Annual review of ecology and systematics* 4 (1973): 1-23.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability - Summary for Policymakers*. Genève: IPCC Secretariat, 2007.
- International Electrotechnical Commission. *International standard: dependability management - part 3: application guide - Section 9: Risk analysis of technological systems*. Executive summary, Genève: International Electrotechnical Commission, 1995.
- ISO & IEC. *Risk management - Vocabulary - Guidelines for use in standards*. Genève: ISO & IEC, 2002.

- Kaplan, S., och B. J. Garrick. "On the quantitative definition of risk." *Risk Analysis* 1, nr 1 (1981): 11-27.
- Kolluru, R. V., och D. G. Brooks. *Integrated risk assessment and strategic management*. New York: McGraw-Hill Inc, 1996.
- Krisberedskapsmyndigheten. *Risk- och sårbarhetsanalyser. Vägledning för kommuner och landsting*. Stockholm: Krisberedskapsmyndigheten, 2006.
- Kvaerner, Jens, Grete Swensen, och Lars Erikstad. "Assessing environmental vulnerability in EIA - The content and context of the vulnerability concept in an alternative approach to standard EIA procedure." *Environmental Impact Assessment Review* 26 (2006): 511-527.
- Luers, Amy L. "The surface of vulnerability: An analytical framework for examining environmental change." *Global Environmental Change* 15 (2005): 215-223.
- Mansor, Shattri, Lawal Billa, Iwan Setiawan, Faisal Jabar, och Mohammed A. Shariah. "Spatial technology for natural risk management." *Disaster prevention and management* 13, nr 5 (2004): 364-373.
- Mattsson, Bengt. *Riskhantering vid skydd mot olyckor - Problemlösning och beslutsfattande*. Karlstad: Räddningsverket, 2000.
- McDaniels, Timothy, Lawrence J. Axelrod, och Paul Slovic. "Characterizing perception of ecological risk." *Risk Analysis* 15, nr 5 (1995): 575-588.
- Miljö- och naturresursdepartementet. "Rio-deklarationen." *Förenta nationernas konferens om miljö och utveckling*. Rio de Janeiro: Miljö- och naturresursdepartementet, 1992.
- Nakamura, Takehiro. "Development of decision making indicators for exosystem-based river basin management." *Hydrological Processes*, 2006: 1293-1308.
- Naturvårdsverket. *Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag*. Stockholm: Naturvårdsverket, 2000.
- . "Eutrofiering av sjöar och hav." *Vattenportalen*. den 21 04 2006. <http://www.vattenportalen.se/> (använd den 31 08 2007).
- . *Vattenproblem*. den 06 11 2006. <http://www.vattenportalen.se/> (använd den 12 08 2007).
- O'Neill, Robert V., o.a. "Monitoring Environmental Quality at the Landscape Scale." *BioScience* 47, nr 8 (Sep. 1997): 513-519.
- Panagopoulos, G. P., A. K. Antonakos, och N. J. Lambrakis. "Optimization of the DRASTIC method for groundwater vulnerability assessment via the use of simple statistical methods and GIS." *Hydrogeology Journal* 14 (feburari 2006): 894-911.
- Shaw, Peter J. A. *Multivariate statistics for the environmental sciences*. New York: Oxford University Press, 2003.
- Smith, Elizabeth R. "An overview of EPA's regional vulnerability assessment (ReVA) program." *Environmental monitoring and assessment* 64 (2000): 9-15.

Smith, Elizabeth R., Liem T. Tran, och Robert V. O'Neill. *Regional Vulnerability Assessment for the Mid-Atlantic Region: Evaluation of Integration Methods and Assessments Results*. U.S. Environmental Protection Agency, 2003.

Society of Environmental Toxicology and Chemistry. "Ecological risk assessment." *setac.org*. 1997. <http://www.setac.org/htdocs/files/TIP-ERA.pdf> (använd den 21 05 2007).

South Pacific Applied Geoscience Commission. *Building Resilience in SIDS - The Environmental Vulnerability Index*. Nairobi & Suva: United Nations Environmental Programme (UNEP) & South Pacific Applied Geoscience Commission (SOPAC), 2005.

—. *The Official Global EVI Website*. den 10 08 2007. http://www.vulnerabilityindex.net/Intro_vulnerability.htm (använd den 10 08 2007).

Statsoft Inc. "Multiple regression." *Statsoft Inc*. 2003. <http://www.statsoft.com/textbook/stmulreg.html> (använd den 09 08 2007).

Suter, Glenn W., och Lawrence Barnthouse. *Ecological Risk Assessment*. Michigan: Lewis Publishers, 1993.

Timmerman, P. *Vulnerability, resilience and the collapse of society*. Toronto: Institute of environmental studies, University of Toronto, 1981.

Troyer, Michael E., och Michael S. Brody. *Managing ecological risks at EPA: Issues and recommendations for progress*. Cincinnati: U.S. Environmental Protection Agency, 1994.

U.S. Environmental Protection Agency. *Framework for ecological risk assessment*. Washington: U.S. Environmental Protection Agency, 1992.

U.S. Environmental protection agency. *Mid-atlantic stressor profile atlas*. USA: EPA, 2000.

—. "ReVA Methods and Data." *EPA Regional vulnerability Assessment Environmental Decision Toolkit*. 2007. <http://amethyst.epa.gov/revatoolkit/MethodsData/DataPrep.jsp> (använd den 28 05 2007).

U.S. Environmental Protection Agency. *Terms of Environment: Glossary, Abbreviations and Acronyms*. den 2 10 2006. <http://www.epa.gov/OCEPATERMS/> (använd den 21 05 2007).

Wilander, Anders, och Lars Sonesten. "Förslag till bedömningsgrunder för siktdjup." *Vattenportalen*. den 16 05 2006. http://www.vattenportalen.se/docs/Bedomningsgrunder_Siktdjup0516.pdf (använd den 28 08 2007).

World Meteorological Organization (WMO). *Scientific assessment of ozone depletion - Executive Summary*. World Meteorological Organization Global Ozone Research and Monitoring Project - Report No. 44, 1998.

Vägverket. *Vägverket*. den 18 04 2006. www.vv.se/templates/page3_____432.aspx (använd den 05 09 2007).

Zacharias, Mark A., and Edward J. Gregr. "Sensitivity and vulnerability in marine environments: an approach to identifying vulnerable marine areas." *Conservation biology* 19, no. 1 (2005): 86-97.

Zacharias, Mark A., och Edward J. Gregr. "Sensitivity and Vulnerability in Marine Environments: An Approach to Identifying Vulnerable Marine Areas." *Conservation Biology*, February 2005: 86-97.

BILAGA 1

Förteckning över variabler som ingick i analysen.

Datakälla	Variabel (enhet)	Uppskattad fördelning
SMHI	Sjöarea (km ²)	Lognormal
	Medeldjup (m)	Lognormal
SLU-data, beräknad	<u>Medelvärde för:</u>	
	pH	Normal
	Total fosforhalt (µg/l)	Normal
	<u>Regressionskoefficient för:</u>	
	Siktdjup (m/år)	Normal
	pH	Normal
	Total fosforhalt (µg/l)	Normal
	<u>Regressionskoefficient</u> medelvärde för:	
pH	Normal	
Total fosforhalt (µg/l)	Normal	
Lantmäteriet	<u>Längd väg inom buffert</u>	
	Allmän väg	Lognormal
	Enskild väg	Lognormal
Corine land cover 2000	AndelLövskog _i	Normal
	AndelBarrskog _i	Normal
	AndelBlandskog _i	Normal
	AndelGlesskog _i	Normal
	AndelMosse _i	Normal

BILAGA 2

Nedanstående script användes i ArcMap:s field calculator.

Beräkning av area:

```
Dim dblArea as double  
Dim pArea as IArea  
Set pArea =[shape]  
dblArea=pArea.area
```

Ny_Area = dblArea

Beräkning av längd:

```
Dim dblLength as double  
Dim pCurve as ICurve  
Set pCurve = pCurve.Length
```

Ny_Längd = dblLength

BILAGA 3

Tabeller över uppskattade koefficienter för de testade modellerna.

Modell 1 - standardregression					
	Beta	Std.fel för Beta	B	Std.fel för B	p-nivå
LogArea_i	0,574890	0,376998	0,023680	0,015529	0,145668
LogMedeldjup_i	-0,073105	0,421280	-0,003916	0,022565	0,864283
AndelLövsagog_i	0,245274	0,239868	0,100733	0,098513	0,320857
AndelBarrskog_i	-0,459853	0,315415	-0,115615	0,079301	0,163087
AndelBlandskog_i	-0,454160	0,240157	-0,271858	0,143757	0,075778
AndelGlesskog_i	0,109392	0,262731	0,055159	0,132478	0,682351
AndelMosse_i	0,162369	0,232446	0,087505	0,125272	0,494294
LängdEnskVäg_i	-0,149812	0,269335	-1E-6	0,000002	0,585302
LängdAllmVäg_i	-0,275729	0,376264	-3E-6	0,000005	0,473660
MedelpH	-0,538707	0,330213	-0,035667	0,021863	0,121193
MedelFosf	-0,106641	0,416698	-0,000361	0,001410	0,801085
Konstant				0,3528	
R²				0,0449	
Standardfel för uppskattningen				0,0463	
p-värde				29	
N				0,4136	
Modell 1 – framåt stegvis regression					
	Beta	Std.fel för Beta	B	Std.fel för B	p-nivå
AndelBlandskog_i	-0,499875	0,190939	-0,299223	0,114295	0,015706
AndelBarrskog_i	-0,440584	0,229652	-0,110771	0,057739	0,068118
MedelpH	-0,409410	0,231104	-0,027107	0,015301	0,090324
LängdAllmVäg_i	-0,427865	0,230943	-0,000005	0,000003	0,077391
LogArea_i	0,465826	0,256893	0,019188	0,010582	0,083451
AndelLövsagog_i	0,203668	0,190749	0,083646	0,078340	0,297221
Konstant				0,2876	
R²				0,3779	
Standardfel för uppskattningen				0,0407	
p-värde				0,0787	
N				29	

Modell 2 - standardregression

	Beta	Std.fel för Beta	B	Std.fel för B	p-nivå
LogArea_i	0,089705	0,415527	0,003695	0,017116	0,831648
LogMedeldjup_i	-0,052693	0,265766	-0,002822	0,014235	0,845186
AndelLövsskog_i	0,019480	0,207642	0,008000	0,085278	0,926353
AndelBarrskog_i	-0,367194	0,314485	-0,092319	0,079067	0,259083
AndelBlandskog_i	-0,357694	0,252916	-0,214114	0,151394	0,175333
AndelGlesskog_i	0,015030	0,246263	0,007579	0,124174	0,952045
AndelMosse_i	0,039965	0,208795	0,021538	0,112525	0,850473
LängdEnskVäg_i	0,087357	0,330139	6E-7	0,000002	0,794494
LängdAllmVäg_i	-0,621454	0,275377	-8E-7	0,000003	0,037479
FörändrpH	0,413150	0,415527	0,003695	0,017116	0,831648
FörändrFosf	-0,170451	0,285068	0,739166	0,510016	0,165451
Konstant				0,0801	
R²				0,4149	
Standardfel för uppskattningen				0,0463	
p-värde				0,4192	
N				29	

Modell 2 – framåt stegvis regression

	Beta	Std.fel för Beta	B	Std.fel för B	p-nivå
AndelBlandskog_i	-0,352527	0,174582	-0,211021	0,104504	0,054763
FörändrpH	0,427141	0,177964	0,764198	0,318395	0,024501
LängdAllmVäg_i	-0,505676	0,195393	-0,000006	0,000002	0,016136
AndelBarrskog_i	-0,435475	0,192366	-0,109486	0,048364	0,032907
Konstant				0,090397	
R²				0,3801	
Standardfel för uppskattningen				0,0389	
p-värde				0,0179	
N				29	

Modell 3 - standardregression

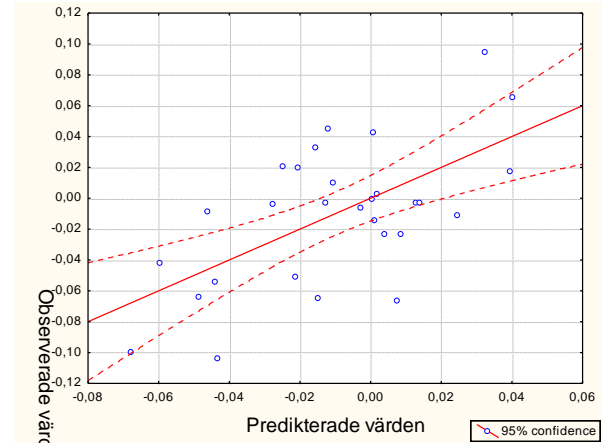
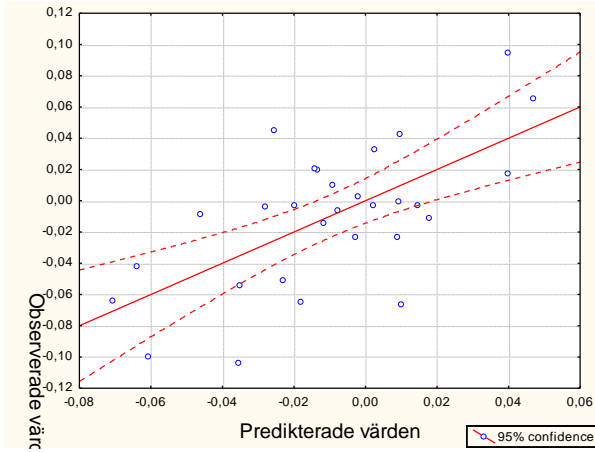
	Beta	Std.fel för Beta	B	Std.fel för B	p-nivå
LogArea _i	0,132487	0,414786	0,005457	0,017085	0,753308
LogMedeldjup _i	-0,094441	0,283754	-0,005058	0,015198	0,743333
AndelLövsskog _i	0,009745	0,233156	0,004002	0,095756	0,967147
AndelBarrskog _i	-0,388563	0,321642	-0,097692	0,080867	0,243562
AndelBlandskog _i	-0,370538	0,249620	-0,221802	0,149421	0,156006
AndelGlesskog _i	0,038891	0,248550	0,019610	0,125327	0,877505
AndelMosse _i	0,052567	0,210324	0,028330	0,113350	0,805633
LängdEnskVäg _i	0,060958	0,320917	4E-7	0,000002	0,851599
LängdAllmVäg _i	-0,523864	0,266150	-7E-6	0,000003	0,065562
RelFörändrpH	0,426384	0,272191	4,808501	3,069605	0,135658
RelFörändrFosf	-0,093607	0,236006	-0,199871	0,503927	0,696577
Konstant				0,0850	
R²				0,414	
Standardfel för uppskattningen				0,0463	
p-värde				0,4218	
N				29	

Modell 3 – framåt stegvis regression

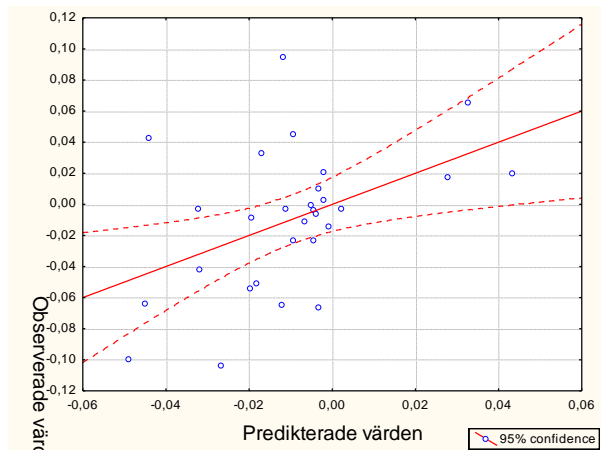
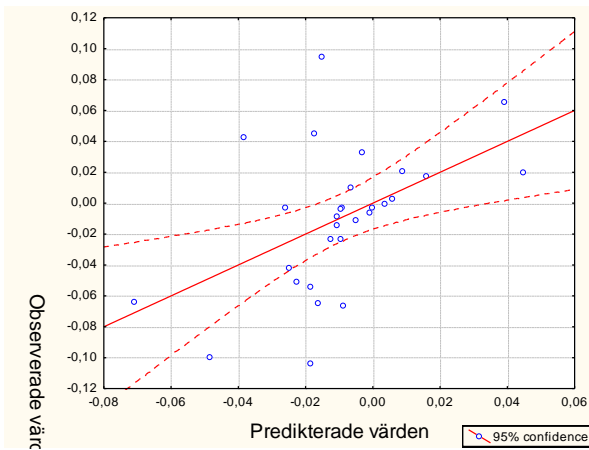
	Beta	Std.fel för Beta	B	Std.fel för B	p-nivå
RelFörändrpH	0,426829	0,169162	4,813522	1,907713	0,018664
LängdAllmVäg _i	-0,456162	0,185443	-0,000006	0,000002	0,021485
AndelBarrskog _i	-0,447943	0,191059	-0,112621	0,048036	0,027659
AndelBlandskog _i	-0,361018	0,172190	-0,216104	0,103072	0,046746
Konstant				0,0850	
R²				0,414	
Standardfel för uppskattningen				0,0385	
p-värde				0,4218	
N				29	

BILAGA 4

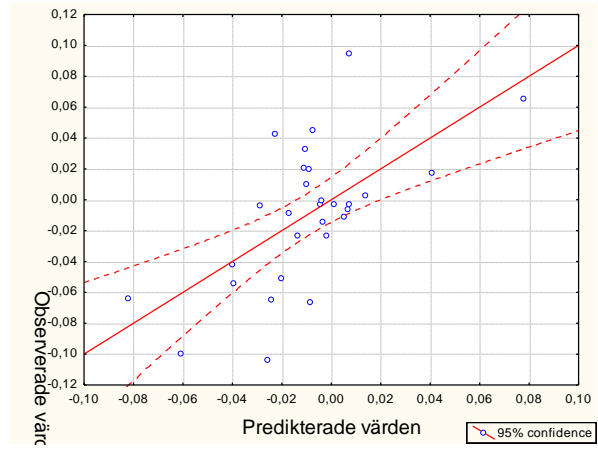
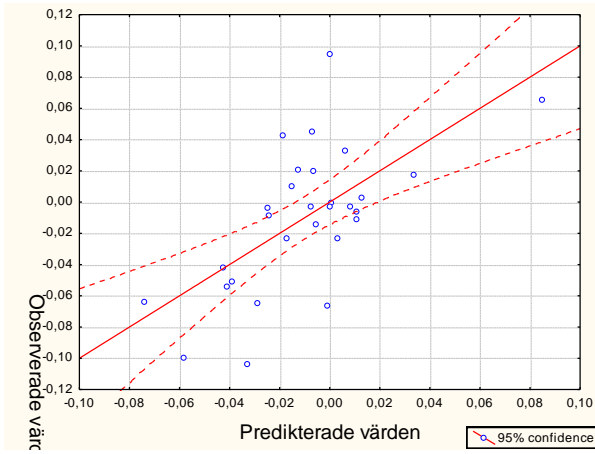
Punktdiagram för predikterade och observerade värden för siktdjup hos de analyserade sjöarna. Diagrammen redovisar också den uppskattade linjära anpassningen samt ett 95-procentigt konfidensintervall för uppskattningen.



Punktdiagram över predikterad och uppmätt siktdjupsförändring för modell 1. Till vänster vanlig regression och till höger framåt stegvis.



Punktdiagram över predikterad och uppmätt siktdjupsförändring för modell 2. Till vänster vanlig regression och till höger framåt stegvis.



Punktdiagram över predikterad och uppmätt siktdjupsförändring för modell 3. Till vänster vanlig regression och till höger framåt stegvis.

BILAGA 5

Tabeller över uppskattade koefficienter för de testade modellerna med negativ förändring av siktdjup.

Modell 1 – standardregression					
	Beta	Std.fel för Beta	B	Std.fel för B	p-nivå
LogArea_i	-0,809723	0,602321	-0,025739	0,019147	0,220771
LogMedeldjup_i	-0,518126	0,619160	-0,019048	0,022762	0,430332
AndelLövs_{kog_i}	0,241450	0,346756	0,061484	0,088299	0,508687
AndelBarr_{kog_i}	-0,510589	0,375493	-0,115347	0,084828	0,216070
AndelBland_{kog_i}	-0,248813	0,401350	-0,099652	0,160745	0,554932
AndelGless_{kog_i}	0,336120	0,392252	0,148289	0,173053	0,419866
AndelMosse_i	0,057026	0,305626	0,033084	0,177312	0,857275
LängdEnskVäg_i	0,763172	0,491057	0,000003	0,000002	0,164098
LängdAllmVäg_i	-0,025510	0,387179	-4E-7	0,000005	0,949311
Medel_{pH}	0,168811	0,434023	0,009748	0,025064	0,708878
MedelFosf	0,058774	0,392986	0,000189	0,001266	0,885332
Konstant				-0,021449	
R²				0,737509	
Standardfel för uppskattningen				0,027555	
p-värde				0,225815	
N				19	
Modell 1 – framåt stegvis regression					
	Beta	Std.fel för Beta	B	Std.fel för B	p-nivå
LogMedeldjup	-0,525306	0,295037	-0,019312	0,010846	0,259385
AndelBland_{kog_i}	-0,279857	0,291663	-0,112086	0,116815	0,102600
AndelBarr_{kog_i}	-0,547459	0,269311	-0,123677	0,060840	0,357913
AndelLövs_{kog_i}	0,284331	0,174176	0,072403	0,044353	0,066926
LängdEnskVäg_i	0,687225	0,350467	0,000003	0,000001	0,130858
LogArea_i	-0,671720	0,430007	-0,021353	0,013669	0,075700
AndelGless_{kog_i}	0,331265	0,266095	0,146147	0,117396	0,146554
Konstant				0,057498	
R²				0,725207	
Standardfel för uppskattningen				0,022490	
p-värde				0,017937	
N				19	

Modell 1 – bakåt stegvis regression

	Beta	Std.fel för Beta	B	Std.fel för B	p-nivå
LogMedeldjup	-0,626892	0,188961	-0,023046	0,006947	0,004073
Konstant				-0,005481	
R2				0,39299	
Standardfel för uppskattningen				0,02689	
p-värde				0,00407	
N				19	

Modell 2 – standardregression

	Beta	Std.fel för Beta	B	Std.fel för B	p-nivå
LogArea_i	-0,785171	0,567238	-0,024959	0,018031	0,412719
LogMedeldjup_i	-0,604914	0,422155	-0,022238	0,015520	0,208818
AndelLövsskog_i	0,297708	0,264387	0,075810	0,067325	0,194991
AndelBarrskog_i	-0,598751	0,418901	-0,135264	0,094634	0,297272
AndelBlandskog_i	-0,216804	0,395612	-0,086832	0,158447	0,195979
AndelGlesskog_i	0,419701	0,366262	0,185163	0,161587	0,600708
AndelMosse_i	0,156704	0,312013	0,090913	0,181018	0,289494
LängdEnskVäg_i	0,864958	0,566321	0,000004	0,000002	0,630913
LängdAllmVäg_i	-0,041892	0,393436	-0,000001	0,000006	0,170519
RelFörändrpH	0,094176	0,367203	0,267324	1,042328	0,918191
RelFörändrFosf	-0,097858	0,227086	-0,007786	0,018069	0,804964
Konstant				0,057570	
R²				0,739412	
Standardfel för uppskattningen				0,027455	
p-värde				0,221872	
N				19	

Modell 2 – framåt stegvis regression

	Beta	Std.fel för Beta	B	Std.fel för B	p-nivå
LogMedeldjup	-0,525306	0,295037	-0,019312	0,010846	0,259385
AndelBlandskog_i	-0,279857	0,291663	-0,112086	0,116815	0,102600
AndelBarrskog_i	-0,547459	0,269311	-0,123677	0,060840	0,357913
AndelLövskog_i	0,284331	0,174176	0,072403	0,044353	0,066926
LängdEnskVäg_i	0,687225	0,350467	0,000003	0,000001	0,130858
LogArea_i	-0,671720	0,430007	-0,021353	0,013669	0,075700
AndelGlesskog_i	0,331265	0,266095	0,146147	0,117396	0,146554
Konstant				0,057498	
R²				0,725207	
Standardfel för uppskattningen				0,022490	
p-värde				0,017937	
N				19	

Modell 2 – bakåt stegvis regression

	Beta	Std.fel för Beta	B	Std.fel för B	p-nivå
LogMedeldjup	-0,626892	0,188961	-0,023046	0,006947	0,004073
Konstant				-0,005481	
R²				0,39299	
Standardfel för uppskattningen				0,02689	
p-värde				0,00407	
N				19	

Modell 3 – standardregression

	Beta	Std.fel för Beta	B	Std.fel för B	p-nivå
LogArea_i	-0,723201	0,549619	-0,022989	0,017471	0,438557
LogMedeldjup_i	-0,625495	0,425966	-0,022995	0,015660	0,229687
AndelLövsskog_i	0,246514	0,305379	0,062773	0,077763	0,185439
AndelBarrskog_i	-0,559545	0,426477	-0,126407	0,096346	0,446087
AndelBlandskog_i	-0,239516	0,394838	-0,095929	0,158137	0,230901
AndelGlesskog_i	0,393243	0,363033	0,173490	0,160163	0,563253
AndelMosse_i	0,125114	0,309719	0,072586	0,179687	0,314608
LängdEnskVäg_i	0,805389	0,540206	0,000003	0,000002	0,698300
LängdAllmVäg_i	-0,009997	0,387846	-1E-7	0,000005	0,179612
RelFörändrpH	0,056182	0,343823	1,105360	6,764626	0,980156
RelFörändrFosf	-0,128797	0,260448	-0,172328	0,348472	0,874819
Konstant				0,054607	
R²				0,741367	
Standardfel för uppskattningen				0,027351	
p-värde				0,217847	
N				19	

Modell 3 – framåt stegvis regression

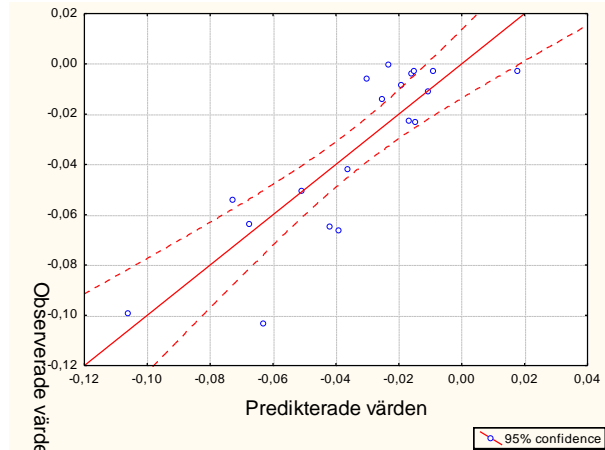
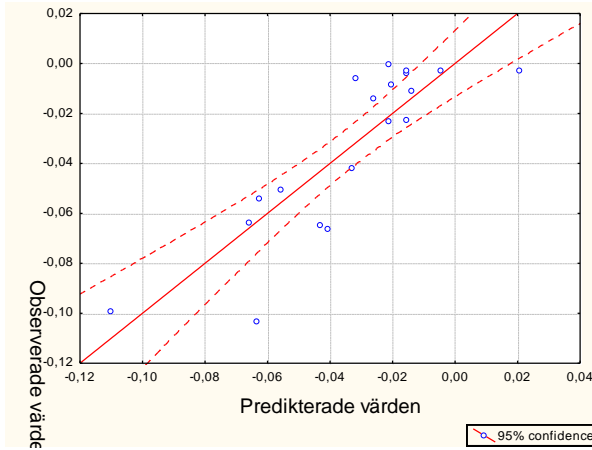
	Beta	Std.fel för Beta	B	Std.fel för B	p-nivå
LogMedeldjup	-0,525306	0,295037	-0,019312	0,010846	0,259385
AndelBlandskog_i	-0,279857	0,291663	-0,112086	0,116815	0,102600
AndelBarrskog_i	-0,547459	0,269311	-0,123677	0,060840	0,357913
AndelLövskog_i	0,284331	0,174176	0,072403	0,044353	0,066926
LängdEnskVäg_i	0,687225	0,350467	0,000003	0,000001	0,130858
LogArea_i	-0,671720	0,430007	-0,021353	0,013669	0,075700
AndelGlesskog_i	0,331265	0,266095	0,146147	0,117396	0,146554
Konstant				0,057498	
R²				0,725207	
Standardfel för uppskattningen				0,022490	
p-värde				0,017937	
N				19	

Modell 3 – bakåt stegvis regression

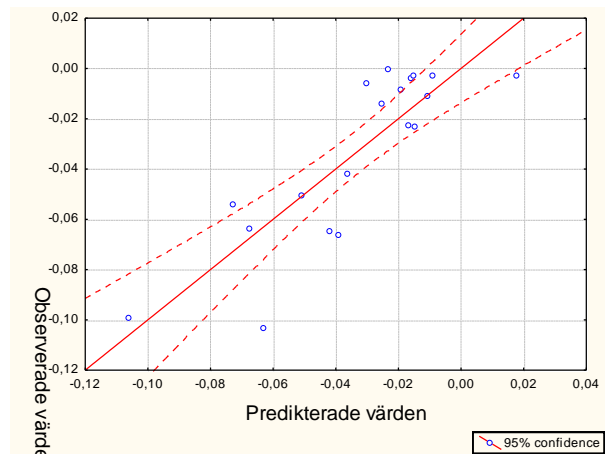
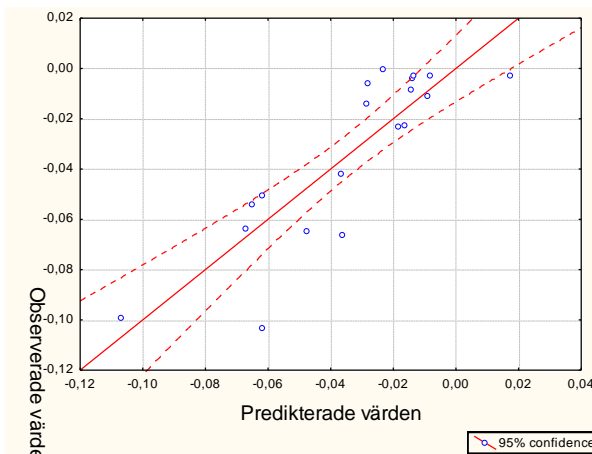
	Beta	Std.fel för Beta	B	Std.fel för B	p-nivå
LogMedeldjup	-0,626892	0,188961	-0,023046	0,006947	0,004073
Konstant				-0,005481	
R²				0,39299	
Standardfel för uppskattningen				0,02689	
p-värde				0,00407	
N				19	

BILAGA 6

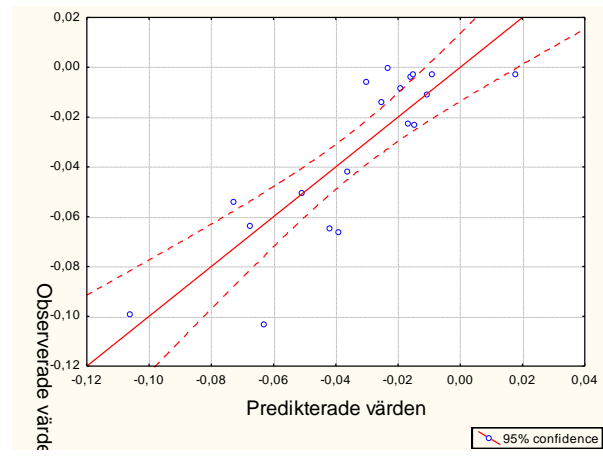
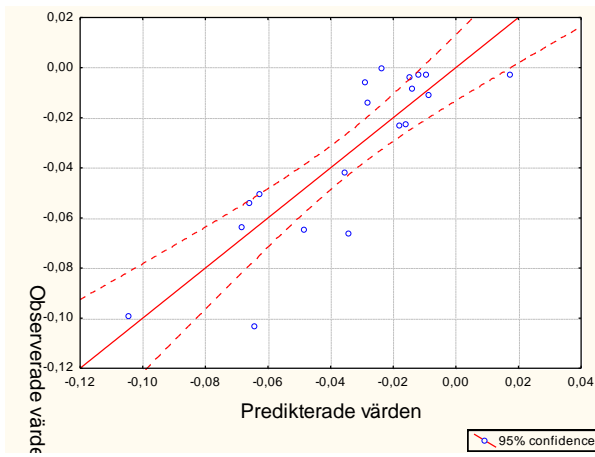
Punktdiagram för predikterade och observerade värden för siktdjup hos de analyserade sjöarna. Diagrammen redovisar också den uppskattade linjära anpassningen samt ett 95-procentigt konfidensintervall för uppskattningen.



Punktdiagram över predikterad och uppmätt siktdjupsförändring för modell 2. Till vänster vanlig regression och till höger framåt stegvis.



Punktdiagram över predikterad och uppmätt siktdjupsförändring för modell 2. Till vänster vanlig regression och till höger framåt stegvis.



Punktdiagram över predikterad och uppmätt siktdjupsförändring för modell 2. Till vänster vanlig regression och till höger framåt stegvis.

BILAGA 7

Förteckning över samtliga sjöar som ingår i analysen samt resultat från linjär regression för siktdjup och år för respektive sjö.

Sjönamn	X-koordinat	Y-koordinat	Sjö_ID	$y = k + m \cdot x$	R ²	R	p
BJÄNNSJÖN	7134040	1724650	42018	14,3965 - 0,006*x	0,0134	-0,1159	0,7198
BÄEN	6236240	1411490	259	49,4636 - 0,0233*x	0,0638	-0,2525	0,2969
FARSTUSJÖN	6268980	1388550	1737	5,7553 - 0,0027*x	0,0321	-0,1790	0,4634
FÅGLASJÖN	6224100	1355890	122	6,6189 - 0,0028*x	0,0067	-0,0819	0,7390
GRANSJÖN	6928660	1546500	31763	-38,7458 + 0,0211*x	0,0331	0,1819	0,4560
GRÖNINGEN	6610960	1481370	17258	23,1266 - 0,0111*x	0,0807	-0,2840	0,2002
KÄLLSJÖN	6835820	1549350	28145	-3,9072 + 0,0028*x	0,0014	0,0370	0,8878
LIEN	6632160	1484490	18508	136,2376 - 0,066*x	0,1760	-0,4195	0,0937
LÅNGSJÖN	6524120	1437380	12972	208,4544 - 0,1033*x	0,6607	-0,8128	0,0001
LÄRKESHOLMSSJÖ	6241780	1349110	522	30,1671 - 0,0141*x	0,0214	-0,1464	0,5499
MÖGESJÖN	6613360	1276280	17396	-85,7099 + 0,0449*x	0,3012	0,5488	0,0122
NORRSJÖN	6651380	1641750	19852	2,3832 - 0,0002*x	0,0000	-0,0026	0,9922
SKÅRDALSVATTNE	6585780	1280040	16077	-17,0188 + 0,0106*x	0,0098	0,0992	0,6773
SKÄRAVATTNET	6244860	1411540	690	132,1517 - 0,0648*x	0,3738	-0,6114	0,0054
SKÄRSJÖN	6333440	1300680	3400	-29,0962 + 0,0175*x	0,0066	0,0812	0,7335
SKÄRSJÖN	6372600	1287280	5864	-708,9227 + 0,3619*x	0,3697	0,6080	0,0057
STOR-BACKSJÖN	6952200	1433830	32689	-83,8275 + 0,0431*x	0,2423	0,4922	0,1041
STOR-EN	6646140	1367020	19490	-128,1883 + 0,0659*x	0,1570	0,3962	0,0838
STORA GLOPPSJÖN	6633080	1433860	18567	110,4578 - 0,0538*x	0,1758	-0,4193	0,0521
STORA HÄRSJÖN	6403640	1292400	7853	204,4969 - 0,0993*x	0,2971	-0,5451	0,0237
STORA SKÄRSJÖN	6337380	1422030	3585	102,3506 - 0,0505*x	0,3439	-0,5864	0,0066
STORA SKÄRSJÖN	6286060	1332050	2081	11,5157 - 0,0037*x	0,0003	-0,0172	0,9380
TORRGÅRDSVATTE	6441800	1278920	10089	-172,8595 + 0,0947*x	0,0641	0,2533	0,4271
TÄRNAN	6606880	1644780	17045	-61,9636 + 0,0329*x	0,0819	0,2862	0,3432
VIKASJÖN	6688140	1614170	21910	6,2722 - 0,0027*x	0,0077	-0,0876	0,7381
VITAVATTEN	6246580	1460860	825	21,7272 - 0,0084*x	0,0045	-0,0670	0,7790
VÄSTRA SKÄLSJÖN	6646200	1485900	19503	54,8523 - 0,0228*x	0,0090	-0,0951	0,7166
YMSEN	6503980	1391360	11734	-38,6254 + 0,0197*x	0,0892	0,2987	0,3723
YNGERN	6562060	1591700	15075	132,1253 - 0,0638*x	0,2255	-0,4749	0,0737
ÖLSJÖN	6613660	1462100	17413	85,5828 - 0,042*x	0,2583	-0,5083	0,0157

BILAGA 8

I tabellen redovisas R^2 -, r - samt p värdet för linjär regression mellan siktdjupsförändring och respektive deskriptor.

	Med extremvärde			Utan extremvärde		
	R2	r	P	R2	r	p
LogArea _i	0,0044;	0,0661;	0,7287;	0,0000;	-0,0035;	0,9855;
LogMedeldjup _i	0,0210;	0,1450;	0,4447;	0,0069;	-0,0830;	0,6686;
AndelLövsskog _i	0,0105;	-0,1022;	0,5909;	0,0031;	-0,0558;	0,7738;
AndelBarrskog _i	0,0009;	-0,0305;	0,8728;	0,0057;	-0,0752;	0,6983;
AndelBlandskog _i	0,0244;	-0,1561;	0,4101;	0,1075;	-0,3278;	0,0826;
AndelGlesskog _i	0,0009;	0,0304;	0,8734;	0,0140;	0,1185;	0,5403;
AndelMosse _i	0,0008;	-0,0280;	0,8831;	0,0041;	0,0638;	0,7422;
LängdEnskVäg _i	0,0010;	-0,0320;	0,8666;	0,0307;	-0,1751;	0,3635;
LängdAllmVäg _i	0,0186;	-0,1363;	0,4728;	0,0445;	-0,2110;	0,2718;
MedelpH _i	0,2119;	-0,4604;	0,0105;	0,0641;	-0,2532;	0,1851;
MedelFosf _i	0,0135;	-0,1161;	0,5413;	0,0016;	0,0406;	0,8345;
FörändrpH _i	0,0766;	0,2767;	0,1388;	0,0858;	0,2929;	0,1231;
FörändrFosf _i	0,0083;	-0,0910;	0,6326;	0,0230;	-0,1515;	0,4327;
RelFörändrpH _i	0,1271;	0,3565;	0,0531;	0,1141;	0,3378;	0,0731;
RelFörändrFosf _i	0,0079;	-0,0889;	0,6403;	0,0024;	-0,0487;	0,8019;

BILAGA 9

Korrelationsmatris för de variabler som testats i denna rapport

	Siktdjups- förändring	LogArea _i	Log Medeldjup _i	Andel Lövskog _i	Andel Barrskog _i	Andel Blandskog _i	Andel Glesskog _i	Andel Mosse _i	Längd EnskVäg _i	Längd AllmVäg _i	Medel pH _i	Medel Fosf _i	Förändr pH _i	Förändr Fosf _i	RelFörändr pH _i	RelFörändr fosfor _i
Siktdjupsförändring	1,00	0,00	-0,08	-0,06	-0,08	-0,33	0,12	0,06	-0,18	-0,21	-0,25	0,04	0,29	-0,15	0,34	-0,05
LogArea_i	0,00	1,00	0,36	-0,10	-0,55	0,37	-0,06	0,01	0,64	0,64	0,57	0,27	0,33	-0,37	0,26	-0,09
LogMedeldjup_i	-0,08	0,36	1,00	0,00	0,12	0,12	0,18	0,02	0,45	0,24	0,11	-0,55	0,25	-0,15	0,27	-0,32
AndelLövskog_i	-0,06	-0,10	0,00	1,00	0,26	0,04	-0,13	-0,16	-0,08	0,02	0,18	-0,21	0,15	-0,05	0,13	-0,39
AndelBarrskog_i	-0,08	-0,55	0,12	0,26	1,00	-0,36	-0,13	0,24	-0,17	-0,44	-0,48	-0,44	0,03	0,37	0,10	0,09
AndelBlandskog_i	-0,33	0,37	0,12	0,04	-0,36	1,00	-0,20	-0,17	0,22	0,13	0,27	-0,12	-0,16	-0,03	-0,16	-0,05
AndelGlesskog_i	0,12	-0,06	0,18	-0,13	-0,13	-0,20	1,00	-0,06	-0,15	-0,13	0,23	-0,11	-0,22	-0,17	-0,22	-0,21
AndelMosse_i	0,06	0,01	0,02	-0,16	0,24	-0,17	-0,06	1,00	0,04	-0,13	0,10	0,01	-0,04	0,08	-0,03	0,12
LängdEnskVäg_i	-0,18	0,64	0,45	-0,08	-0,17	0,22	-0,15	0,04	1,00	0,45	0,34	0,02	-0,03	-0,07	-0,06	-0,02
LängdAllmVäg_i	-0,21	0,64	0,24	0,02	-0,44	0,13	-0,13	-0,13	0,45	1,00	0,51	0,47	0,35	-0,44	0,22	-0,19
MedelpH_i	-0,25	0,57	0,11	0,18	-0,48	0,27	0,23	0,10	0,34	0,51	1,00	0,21	-0,07	-0,54	-0,18	-0,40
MedelFosf_i	0,04	0,27	-0,55	-0,21	-0,44	-0,12	-0,11	0,01	0,02	0,47	0,21	1,00	0,10	-0,08	0,01	0,31
FörändrpH_i	0,29	0,33	0,25	0,15	0,03	-0,16	-0,22	-0,04	-0,03	0,35	-0,07	0,10	1,00	-0,23	0,99	-0,16
FörändrFosf_i	-0,15	-0,37	-0,15	-0,05	0,37	-0,03	-0,17	0,08	-0,07	-0,44	-0,54	-0,08	-0,23	1,00	-0,16	0,77
RelFörändrpH_i	0,34	0,26	0,27	0,13	0,10	-0,16	-0,22	-0,03	-0,06	0,22	-0,18	0,01	0,99	-0,16	1,00	-0,12
RelFörändrfosfor_i	-0,05	-0,09	-0,32	-0,39	0,09	-0,05	-0,21	0,12	-0,02	-0,19	-0,40	0,31	-0,16	0,77	-0,12	1,00