

Lunds Universitets Naturgeografiska Institution

Seminarieuppsatser Nr. 65

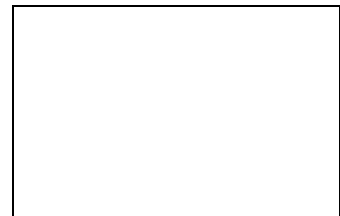
**GIS och statistik vid dräneringsområdesvis
kväveläckagebeskrivning i Halland**

Jimmy Wickberg

2000



Department of Physical Geography,
Lund University
Sölvegatan 13, S-221 00 Lund,
Sweden



Innehållsförteckning

Abstract	6
Förord	7
1 Introduktion	8
1.1 Inledning	8
1.2 Kapitelöversikt	9
1.3 Ordlista	9
2 Mål och frågeställningar	10
3 Kväveproblematiken – ett problem över regioner och nationsgränser	11
3.1 Inledning	11
3.2 Politiska beslut	12
3.3 Situationen i Sverige	12
3.4 Situationen i Hallands län	13
4 Kväve-cykeln – en biogeokemisk beskrivning	14
4.1 Inledning	14
4.2 Nedbrytning och transformation av kväve i terrestra miljöer	14
4.3 Kvävets tre subcykler	16
5 Kväve-cykeln i biosfären	18
5.1 Kväve i luften	18
5.2 Kväve på land	18
5.3 Kväve i vattnet	20
6 Beskrivning av studieområdet	23
6.1 Inledning	23
6.2 Geografi, geologi och geomorfologi	23
6.3 Meteorologi och hydrologi	26
6.4 Biologi och markanvändning	27

7 Data och metoder	28
7.1 Inledning	28
7.2 Meteorologiska data – nederbörd	28
7.3 Digital höjdmodell – bestämning av dräneringsområde	28
7.4 Jordartskarta – permeabilitet och avrinningsförmåga	29
7.5 Flygbilder – markanvändning	30
7.6 Gröna och Röda kartan	31
7.7 Provlokaler, konduktivitet och vattenprover	31
8 Resultat – statistik	34
8.1 Inledning	34
8.2 Preliminär analys	34
8.3 Enkel linjär regressionsanalys	38
9 Resultat – GIS	44
9.1 Jämförelsestudie av nederbörd	44
9.2 Hydrologi och topografi	45
9.3 Jordart	45
9.4 Markanvändning	46
9.5 Subdräneringsindelning och klusterbildning	47
9.6 Beräkning av dygnskvävetransport och medelläckage	49
9.7 Förändringsstudie av kväveläckage mellan mars och maj	50
10 Diskussion	53
10.1 Inledning	53
10.2 Data och metoder	53
10.3 Jämförelsestudie av nederbörd	55
10.4 Statistiska tester och beskrivning av kväveläckage	55
11 Slutsatser	59
Referenser	60
APPENDIX I	62
APPENDIX IIa	63
APPENDIX IIb	64

APPENDIX IIc	65
APPENDIX II d	66
APPENDIX III	67
APPENDIX IV	68
APPENDIX V	69
APPENDIX VI	70

Abstract

The last decades have shown increased nitrogen leeching from soil to water recipients. This is in Sweden mainly due to over-manuring of agriculture land, effectivization of drainage systems and the declining extent of wetlands. The accumulated amount of nitrogen in water doesn't only make it unsuitable for use by humans and cattle, but also decreases the biological diversity as well as negatively affect tourism and fish industry. In the most severe cases shallow maritime grounds can be completely depleted of oxygen due to decomposition of the increased amount algae and plankton growth.

This study have the aim to describe and quantify the nitrogen leeching from the Genevad drainage basin, located in southern Halland, Sweden. The drainage basin (202.5 km²) has been found to be of particular interesting nature for nitrogen leeching studies. There are several spatially interesting combinations of soil and land use with different nitrogen leeching characteristics. Also the lack of any significant point-source of nitrogen within the area is valuable. Use of IR-color air photography scanned at high resolution (2.5m) enabled accurate area assessments of land use, evaluated with use of differentiated GPS. Field samples of nitrogen, conductivity, pH and discharge flow have been collected from two different field visits. One field examination before the start of the agricultural season in March, and another field examination during the pre-summer season in May. Additional efforts were also made to investigate the relationship between two measured variables; nitrogen and conductivity in water-streams.

The results show that soil and land use has significant impact on nitrogen leeching. There were also notable variations in the nitrogen leeching pattern between the samples from March and May. The investigation of the relationship between nitrogen and conductivity showed significant and very strong correlation for both March and May samples as well as all samples pooled together. The daily nitrogen load from the drainage basin was calculated to 920 kg N/day in March and 320 kg N/day in May. With use of the significant correlation equation and cluster analysis the generalized average nitrogen load was calculated to >0-3 kg N/ha year from woodlands on unsorted moraine, 1-8 kg N/ha year from woodlands on sorted moraine and 20-40 kg N/ha year for open and pasture lands on clay soils.

A general conclusion is that the results from the observed nitrogen load and leeching pattern proved that the study area follows the established norm from other similar studies regarding soil and land use. It was also proved by the results from the statistical investigation that during particular biogeochemical circumstances the conductivity of stream water might be strongly correlated to the concentration of dissolved nitrogen. Remote sensing, statistics and GIS were used as valuable tools for gathering, analyzing and handling large amounts of spatial information with high accuracy and integration.

Förord

Examensarbetet (20p) ingår som sista kurs och del i utbildningsprogrammet Matematisk-Naturvetenskaplig utbildning (160p) vid Naturgeografiska Institutionen, Lunds Universitet. Godkänt examensarbete ger författaren titeln Filosofie Magister i ämnet Naturgeografi.Handledare vid institutionen var FD Lennart Olsson och FD Petter Pilesjö.

Jag vill framförallt tacka följande personer för att de har hjälpt mig med material, ideer och synpunkter under vägen till det färdiga examensarbetet.

Lennart Olsson	Naturgeografiska institutionen, Lunds universitet
Petter Pilesjö	Naturgeografiska institutionen, Lunds universitet
Anders Lindroth	Naturgeografiska institutionen, Lunds universitet
Lars Leonardsson	Växtekologiska institutionen, Lunds universitet
Tommy Olsson	Växtekologiska institutionen, Lunds universitet
Rolf Larsson	Inst. för Teknisk vattenresurslära, Lunds tekniska högskola
Arne Joelsson	Länsstyrelsen i Halland

Kontaktadresser

Jimmy Wickberg
Bredgatan 22
222 21 LUND
jimmy.wickberg.916@student.lu.se
Telefon: 046-13 74 61

Lennart Olsson
Naturgeografiska Institutionen
Lunds Universitet
Box 118
221 00 LUND
lennart.olsson@natgeo.lu.se
Telefon: 046-222 40 90

Petter Pilesjö
Naturgeografiska Institutionen,
Lunds Universitet
Box 118
221 00 LUND
petter.pilesjo@natgeo.lu.se
Telefon: 046-222 96 54

1 Introduktion

1.1 Inledning

Vi har idag ett flertal storskaliga miljöproblem, vilka oftast är en följd av att människan med olika medel satt de naturliga kretsloppen ur balans. Denna förändring av det naturliga tillståndet är visserligen inte något onormalt i sig, däremot kan man försöka göra denna förändring så skonsam som möjligt mot miljön. Oftast kännetecknas problemen av en ökad koncentration eller ansamling av normalt sett ofarliga grundämnen och molekyler. Det är när detta sker i oönskade delar av miljön som det kan bli ett problem. Ett bra exempel på detta är kväve. Kväve är en av jordens vanligaste atomer, och förutom tillgång till solljus är det normalt sett kväve som begränsar tillväxten för växterna på vår jord. Det är alltså normalt sett en högst önskvärd atom. Problem kan däremot uppstå om man tillför mer kväve till luften, vattnet eller marken än vad växterna kan tillgodogöra sig. Då kommer det att ske en successiv ansamling av kvävet i vår miljö. Känsligast för en ökad mängd kväve eller övergödning som det också kallas är våra vattendrag och kustnära områden. Där resulterar övergödning oftast i ökad biologisk aktivitet, med stor anrikning av alger och plankton till följd. När dessa dör och sjunker till botten kommer den naturliga nedbrytningen av dessa att konsumera stora mängder av syre som tags ur vattnet. Risken är då stor att man får en syrefri bottenmiljö vilket medför att bottenlevande djur och växter överger platsen eller dör ut. Koncentrationen av vissa alger och plankton kan också bli så hög i vattnet att man blir tvungen att införa badförbud. En konsekvens av ökade mängder kväve i miljön blir oftast att ett fåtal arter gynnas medan flertalet missgynnas, därmed sker en minskning av den biologiska mångfalden. En stor del av det extra tillförda kvävet till vattendragen kommer från jordbruket, avloppsreningsverk och indirekt från biltrafik och andra förbränningsprocesser.

Mycket forskning genomförs idag på att undersöka och förstå kvävet roll kopplat till andra biogeokemiska kretslopp, som till exempel kolcykeln. Man undersöker också hur man med hjälp av datamodeller kan simulera olika förlopp eller scenarier. Resultat från dessa datamodeller utvärderar man mot i fält tagna prover. Vid normalt förfarande så lämnar man in sina fältprover för kemisk analys till ett laboratorium. Eftersom detta kostar pengar och dessutom tar det tid innan man får tillbaka laboratorieresultaten så kan det finnas behov av andra lösningar. En del av detta arbete kommer att undersöka möjligheterna för att kunna utföra en dylik lösning vid kväveläckagestudier. Teoretiskt sett kan det under vissa förhållanden finnas ett användbart samband mellan kvävekoncentration och ledningsförmåga, så kallad konduktivitet, i ytvatten. Och det är detta samband som under förutsättning att det är tillräckligt starkt kunna användas för att ge kvalificerade skattningar av kvävehalten i ett vattendrag på ett mer kostnads och tidsmässigt effektivt sätt.

1.2 Kapitelöversikt

I kapitel 1 så introduceras ämnet på ett populärvetenskapligt sätt och i kapitel 2 formuleras arbetets mål och frågeställningar. Kapitel 3 är syftat att ge en lättförståelig och översiktlig teoretisk bakgrund av kvävet roll i naturen och kväveläckageproblematiken ur ett nationellt och regionalt perspektiv. Kapitel 4 är ett mer tekniskt inriktat kapitel och tar upp de biogeokemiska processerna som kvävet genomgår, främst i marken och då på mikronivå. En mer omfattande beskrivning av kvävet effekter och källor i olika delar av biosfären redovisas i kapitel 5. Studieområdets karaktär avseende bland annat geografi, geomorfologi och hydrologi redogörs för i kapitel 6. Använda data och metoder redovisas i kapitel 7, där det även redogörs för de egenskaper som kännetecknar konduktivitet. Kapitel 8 är ett statistiskt resultat kapitel av lite svårare karaktär där bl a hypoteser för det sökta sambandet mellan konduktivitet och kväve testas. Fler resultat från GIS-operationer och fjärranalys och även en del enklare statistik finns i kapitel 9, där jag också använder mig av de statistiska resultat som beräknats i föregående kapitel. Slutligen diskuteras resultaten i kapitel 10 och konklusion sker i kapitel 11. Tvärsnittprofiler, kartor och viktiga rådata redovisas i appendix längst bak.

1.3 Ordlista

assimilering – då växtlighet upptar kväve (NH_4^+ eller NO_3^-) genom konvertering till NH_3

alkalinitet – mått på hur mycket syra en volym kan neutralisera (vard. buffringsförmåga)

anaerob – syrefri miljö

denitrifikation – bakteriell nedbrytning av nitrat (NO_3^-) till kvävgas (N_2), kväveoxid (NO) och lustgas (N_2O)

enzymmer – äggviteämnen i celler och organismer, möjliggör kemiska reaktioner utan att själv förändras

förna – översta jordlagret som innehåller multnande växter och djurrester

haloklin – gränsskikt mellan olika salthaltiga vattenlager, oftast ytvatten och ett märkbart saltare bottenvatten

immobilisering – mikroorganismers upptag av kväve

mineralisering – transformation av ammoniak (NH_3) till ammonium (NH_4^+)

nitrifikation – transformation av ammonium (NH_4^+) till nitrat (NO_3^-)

recipient – mottagningsområde, oftast ett vattendrag

retentionskapacitet – förmåga hos ett vatten eller våtmark att omvandla frigjort kväve genom sedimentation eller denitrifikation till inaktivt tillstånd

2 Mål och frågeställningar

Detta arbete har som mål att med GIS och statistik som metoder beskriva och kvantifiera kväveläckaget från Genevadsåns huvud-, del- och subdräneringsområden vid två skilda tidpunkter, samt att utveckla en enkel metodik vid mätning av kvävekoncentrationer i vatten.

För att konkretisera och begränsa huvudmålet så är det nedbrutet till följande delmål:

- 1) Finns det ett statistiskt signifikant samband mellan kväve och konduktivitet i vatten?
- 2) Hur tillämbart är ovan nämnda samband på kväveläckageproblematiken?
- 3) Hur stor är kvävetillförseln från studieområdet till Laholmsbukten?
- 4) Hur fördelar sig mängden kväveläckage över olika markanvändning och jordartstyper?
- 5) Sker det någon förändring i kväveläckagets mönster mellan de två mättillfällena mars och maj?

För att få en överskådlig helhetsbild och grundläggande kunskaper inom ämnet för både läsare och författare så gjordes också en övergripande litteraturstudie.

Arbetet är enbart inriktat på kvävetets roll i övergödningsproblematiken. Fosfor eller andra näringsämnen omfattas inte i detta arbete.

3 Kväveproblematiken – ett problem över regioner och nationsgränser

3.1 Inledning

Detta kapitel är ämnat att ge en kort introduktion till de problem som den mänskliga aktiviteten i biosfären medför.

Så länge människan har brukat jorden har vi påverkat kväve-cykeln. Men det var först i samband med industrialismen under 1800-talet, då människan introducerade flertalet av dagens välkända miljöproblem och man på ett mer globalt och markant sätt förändrade vår miljö och de biogeokemiska cyklerna, som vi även fick en kraftig förändring av kväve-cykeln. Brukning av handelsgödsel, förbränningsmotorer och ökade populationer av människor och boskap är ur globalt perspektiv de primära orsakerna till denna förändring (Hessen et al., 1997). Förändringen från det naturliga tillståndet lät inte vänta på sig och snart såg man de första tecknen på negativ miljöpåverkan. Ökade kvävekonzentrationer i biosfären har ett flertal effekter. En global förändring av kväve-cykeln medför generellt fem större miljökonsekvenser:

- 1) Ökat läckage av kväve i form av nitrat och ammonium från terrestra till marina miljöer bidrar till övergödning. Detta kan leda till bottendöd som en följd av syrebrist och giftig algblooming. Kustnära vattensystem med liten vattenomsättning och/eller kraftig haloklin är mer känsliga för störningar, och en dramatisk förändring av det biologiska vattenlivet kan bli följden av övergödning. Förutom rent ekologiska argument finns det även ekonomiska då övergödning kan leda till kraftigt negativa effekter på fiske och turistnäring och därmed orsaka betydande ekonomiska förluster (Rosenberg et al., 1990).
- 2) En ökad torr och våt deposition av ammonium och nitrat till landytan från luften kan leda till försurning av mark och vatten (Henriksen & Hessen, 1997).
- 3) N_2O (lustgas) är en växthusgas och en biprodukt vid denitrifikation och nitrifikation och man har spårat en ökning i atmosfären med 0.25% årligen de senaste decennierna (Henriksen & Hessen, 1997).
- 4) Höga koncentrationer av kväve i vatten kan också vara direkt hälsovådligt för människor och djur (Smil, 1997).
- 5) Ökade halter av kväve i mark och vatten leder till minskad biologisk mångfald (Naturvårdsverket, 2000).

Eftersom kväve-cykeln är kopplad till flera andra viktiga biogeokemiska cykler så påverkar en obalans i kväve-cykeln inte enbart denna. En positiv återkoppling av en ökad kvävekoncentration skulle kunna vara att det kommer att ske en ökad fixering av kol i terrestra och marina miljöer (Henriksen & Hessen, 1997).

Man skulle därmed få en reducering av de negativa effekter som bl a uppstår vid förbränning av fossila bränslen på växthuseffekten. Man vet dock fortfarande ganska lite om de storskaliga effekter och de inbördes kopplingar som finns mellan kol-fosfor-kväve-cyklerna och deras påverkan på klimatet.

3.2 Politiska beslut

I Nordsjökonferansen (1985) och Helsingforskommissionen (1987) förband sig Sverige och övriga länder som angränsar till Västerhavet och Östersjön till att halvera sina kväveutsläpp från 1985 respektive 1987 till 1995 (Naturvårdsverket, 1997). Regeringsbeslut och mål på länsstyrelsenivå har också tagits om utsläpps begränsningar av kväve (Ekologgruppen, 1992). Dessa beslut och mål har inte kunnat uppfyllas och inga resultat tyder på en lägre kvävebelastning av till exempel de Halländska kustvattnen under senare delen av 90-talet än då besluten togs. (Länsstyrelsen i Hallands Län, 2000)

3.3 Situationen i Sverige

Under 1800-talet skedde en kraftig ökning av kvävekoncentrationen i vattendragen i och med att andelen åkermark ökade genom nyodling, hyggesbruk, sjösänkningar och kanalisering av vattendrag (Ekologgruppen, 1992). Kanalisering av vattendrag leder till minskad effekt av den naturliga retentionskapaciteten. Under 1900-talets första hälft förändrades inte kväveutsläppen nämnvärt och den totala tillförseln var relativt konstant. Den ökade sedan under den andra hälften, bland annat på grund av fortsatt dränering av skog och våtmarker, kanalisering av vattendrag, kraftigt ändrade jordbruksmetoder med storskalig användning av handelsgödsel och en eskalerande användning av förbränningsmotorer vilket har lett fram till den situation vi befinner oss idag. Man har beräknat att det har skett en fördubbling av den svenska antropogena vattenburna kvävebelastningen mellan 1951 och 1995. (Naturvårdsverket, 1997)

3.4 Situationen i Hallands län

Laholmsbukten med tillrinningsområden förklarades 1986 som ett särskilt föroreningskänsligt område. Beslutet togs delvis med underlag utifrån ett omfattande hydrografisk-kemiskt mätprogram som utfördes under 1982-85. Mätningarna visade där att vattenkvaliteten i Laholmsbukten och södra Kattegatt var väldigt dålig som en följd av övergödning (Fleischer et al., 1989). Åtgärder har vidtagits men de har inte lett till förväntade resultat. (Genevadsstudien, 1998). Studier i Kattegatt och Laholmsbukten har också påvisat svårigheten och den höga kostnaden att reducera kväveläckaget till den nivå som beslutats (se ovan kapitel 3.2) under anbefalld tid. (Fleischer et al., 1991 & 1994).

4 Kväve-cykeln – en biogeokemisk beskrivning

4.1 Inledning

För att bättre förstå helheten i kväveproblematiken är det viktigt att man har kunskap om de kemiska faser och förlopp som en kväveatom kan genomgå (tabell 1). Den ursprungliga källan för större delen av vårt frigjorda kväve är kvävgas (N_2) som är den vanligaste gasen i atmosfären (80%). Den starka trippelbindningen mellan kväveatomerna gör att kvävgas inte direkt är tillgängligt för växtupptag. Den behöver därför brytas för att växter skall kunna tillgodogöra sig kvävet. Normalt kan denna starka bindning splittras vid blixtnedslag eller meteoritnedfall varvid kväveoxider (NO_x) bildas. Kväve tillförs också naturligt till biosfären genom gasflykt från animalt avfall och genom nedbrytning av död organisk materia (Smil, 1997).

Tabell 1. Kväveformer i biosfären.

Aktiva Kväveform	Kemisk Beteckning	Förekomst			Viktigaste ursprung
		luft	jord	vatten	
Kvävgas	N_2	X			Normalt tillstånd i atmosfären
Kväveoxider	NO_x	X			Produkt av N_2 och N_2O i atmosfären
Lustgas	N_2O	X			Produkt av nitrifikation/denitrifiaktion
Nitrat	NO_3^-	X	X	X	Gödsel, produkt av nitrifikation
Nitrit	NO_2^-		X		Mellansteg i nitrifikation/denitrifikation
Ammoniak	NH_3	X	X		Animalt avfall, mineralisering
Ammonium	NH_4^+		X	X	Produkt av mineralisering

4.2 Nedbrytning och transformation av kväve i terrestra miljöer

Den största andelen (>90%) av det kväve som finns i marken är bundet till organisk materia (levande och död). En stor del av det organiska kvävet kan härledas till de mycket stora förekomster av bakterier, svampar, alger, protozoer, nematoder och jordmaskar som finns i markskikten. Eftersom levnadstiden för de här organismerna är mycket kort så sker det en kontinuerlig omfördelning och distribution mellan den organiska kvävepoolen och den poolen där kvävet mineraliseras. Biomassan per hektar mark kan uppgå till flera ton (Smil, 1997).

Organiskt kväve påbörjar sin transformation till inorganisk form (frigjord) genom att enzymer bryter ned kväveföreningar till mindre enheter. Bakterier som *Pseudomonas*, *Bacillus* och *Clostridium* och svampar som *Streptomyces* och *Penicillium* fortsätter nedbrytningen och frigör kväve i NH_3 -form (Smil, 1997).

Mikroorganismernas årliga tillskott av frigjord kväve är dock endast en väldigt liten del av det totala lagrade kvävet i marken, i storleksordningen knappt en procent. Den årliga mängden frigjord kväve som produceras av mikroorganismer skulle därmed kunna vara runt 20-60 kg/ha (Smil, 1997) beroende på marktyp och klimat.

Det mesta av det kväve som assimileras av växter återförs jorden på nytt i form av döda växtdelar. En annan viktig naturlig källa till kväve är metaboliskt avfall (avföring, päls och kroppsdelar) från djur. Jämförelsevis tillförs flerfaldigt mer kväve just från metaboliskt avfall än vad som kommer från 'vegetations avfall' i områden med mycket stora beteshordar, som till exempel på Afrikas savann (Smil, 1997).

Förutom i jordar med hög alkalinitet så transformeras det av mikroorganismer frigjord kvävet, i NH_3 -form, till en ammoniumjon. Om det finns tillgängligt kol i marken kommer mikroorganismer att ta upp såväl ammonium som nitrat och immobilisera dessa joner i sin vävnad. Mikroorganismerna spelar tveklöst en mycket viktig roll i kväve-cykeln genom att de både bryter ned och gör kväve tillgängligt för växtupptag genom mineralisering men också att de immobiliserar det och på så sätt förhindrar växterna att tillgodogöra sig kvävet. Dessa båda processer är inte kopplade till varandra, och beroende på vilken process som är dominerande så ökar eller minskar mängden av de för växternas tillväxt viktiga ammonium- och nitratjonerna. Mineraliseringsprocessen är mestadels verksam under våren då temperaturen i marken ökar samtidigt som luft och vatten skapar förutsättningar för aktivitet av mikroorganismer. Under senare delen av sommaren och hösten avstannar mineraliseringen och huvuddelen av det frigjord kvävet immobiliseras av mikroorganismer i marken. (Claesson et al., 1991)

Mängden kväve som immobiliseras är direkt beroende av kol-kväveknoten. Kvoten kan ses som ett mått på nedbrytningsgraden av det i marken befintliga organiska materialet. Kvoten varierar i olika marktyper, beroende på t ex markens effektivitet i nedbrytningsförmåga. Oftast ligger kol-kväveknoten runt 20-25. Om kvoten är högre än detta immobiliseras kväve, om kvoten är mindre mineraliseras kväve (Claesson et al., 1991).

Om förutsättningarna är sådana att en effektiv immobilisering eller växtupptag kan ske kommer ammoniumjonen antingen att snabbt mineraliseras till den mycket mobilare nitratjonen eller så kommer ammoniumjonen att bindas till lermineral med hjälp av bakterier (*Nitrobacter* och *Nitrosomonas*). En inte helt obetydlig andel ammonium har visat sig kunna bindas på detta vis. Upp till 45% av kvävet i lägre liggande jordlager och cirka 8% i de övre lagrena har beräknats vara bundna i lermineral (Smil, 1997).

Nitrater ackumuleras inte alls i t ex lermineral som ammonium, däremot sker växtupptag genom konvertering av nitrat till NH_3 . Nitrat är mer mobilt i jordlagren än ammonium eftersom det är mycket mer vattenlösligt. Detta medför att variationen av nitrathalt även på mycket små avstånd kan vara hög och att medelvärden för en area eller volym mark med avseende på nitrathalt kan ge stora avvikelser från verkligheten (Smil, 1997).

I vattendrag kan nitrathalten visserligen variera stort, men vissa av ett vattendrags egenskaper medför en utjämnande effekt. Man skall dock vara uppmärksam på att det man mäter i en godtycklig punkt i ett vattendrag är det ackumulerade resultatet från alla punkter uppströms.

Växter kan också erhålla kväve genom att absorbera NH_3 och NO_x från luften. Tillskottet från detta anses som litet men inte helt obetydligt. På infertila jordar med underskott av mineraliserat kväve har man upptäckt att växterna kan tillgodogöra sig sitt kvävebehov genom direkt upptag från död organisk materia i förnan och behöver således inte vänta på att mikroorganismer skall transformera och mineralisera kväve. Av den totala växtmassan uppgår kväve till endast bråkdelar av en procent. Mest kväve finns i legymväxter som kan ha upp till 3-6 procent i vissa växtdelar, vilket kan anses som relativt högt (Smil, 1997).

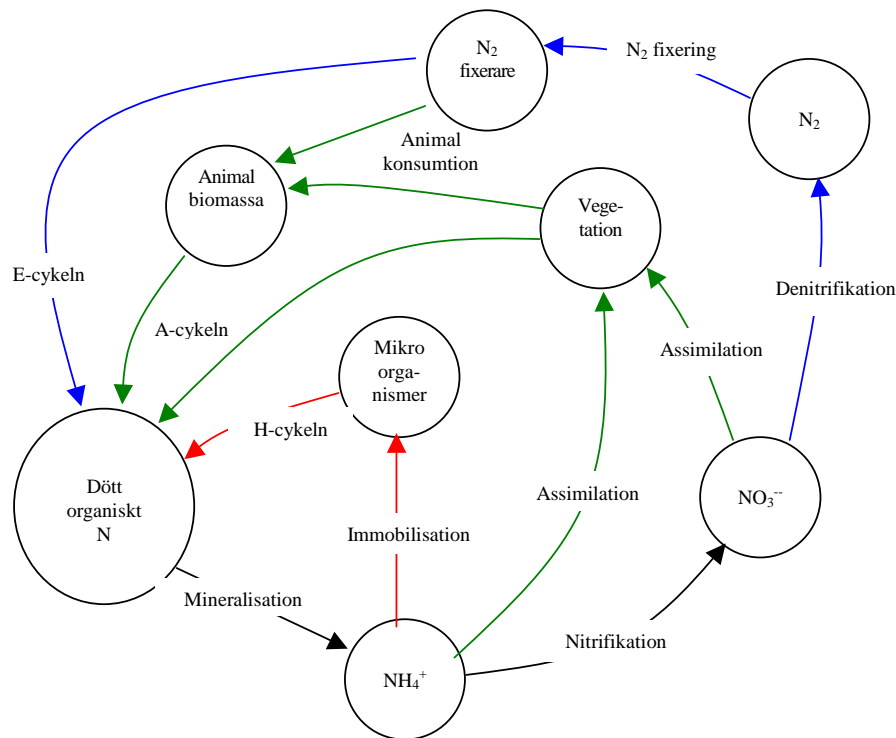
4.3 Kvävets tre subcykler

En ammoniumjon kan efter mineralisering transformeras vidare på flera olika sätt. Man kan förenkla de fortsatta förloppen genom att dela upp dem i tre subcykler som inte är helt oberoende av varandra (figur 1). Jag kommer att använda mig av Sven Janssons schematiska klassificering (Smil, 1997) för att förklara subcyklerna. Startpunkten för samtliga subcykler är den från dött organiskt material mineraliserade ammoniumjonens position, varifrån den kan anta tre nya positioner genom att antingen immobiliseras, assimileras eller nitrifieras.

Ammoniumjonen kan immobiliseras genom att upptas av mikroorganismer och bindas i deras vävnad. När mikroorganismen dör kommer kväveatomen på nytt att tillföras poolen av dött organiskt kväve redo att transformeras igen av andra mikroorganismer och svampar. Eftersom aktiva mikroorganismer har en kort livslängd präglas denna cykeln, kallad 'heterotrofisk cykel' eller H-cykel, av ett snabbt förlopp. H-cykelns spatiala omfattning är normalt också liten.

I Assimilations-cykeln (även kallad A-cykeln) tas ammoniumjonen upp av växtbiomassa dvs assimileras, varifrån den antingen direkt återförs till poolen av dött organiskt material genom att växten eller växt delen dör, eller tar omvägen genom animal konsumtion och animal biomassa. Kvävet kommer förr eller senare att återgå till marken som metaboliskt avfall eller när djuret dör och förmultnar. Det kan också sköljas bort ur marken av vatten från nederbörd för att transporteras till vattendrag och slutligen hamna i någon större vattenbassäng.

Vid nitrifiering övergår ammoniumjonen till den mobilare nitratjonen, varvid samma vägval finns igen som gällde vid startpositionen. Om nitratjonen varken immobiliseras, assimileras eller transporteras till vattendrag eller marina miljöer kan den avges till atmosfären genom denitrifikation av bakterier. Återgång till terrestra miljöer kan ske genom kvävefixerande växter, som t ex al. Denna cykel kallas E-cykeln.



Figur 1. De tre kväve-subcyklerna i terrestra miljöer efter Sven Janssons klassifering. Pilarnas färg representerar olika cykler. Rött och grönt för H-cykeln respektive A-cykeln samt blått för E-cykeln. (Smil, 1997)

Vid denitrifikation av nitratkväve bildas NO och N_2O vilka avges till atmosfären. Normalt sker denitrifikation i våtmarker och jordar med riklig syretillgång men även i oceanernas ytvatten. Hög temperatur och anaeroba förhållanden gynnar denitrifikation. Under höstmånaderna är denitrifikationen som aktivast i marklagerna i och med att nederbörden gjort markerna vattenmättade (anaeroba) samtidigt som temperaturen är gynnsam. Normalt fortsätter processen tills markerna torkar upp och blir syrefyllda på våren. I sjöar kan denitrifikation eliminera stora mängder kväve, med en avgivning av kväve till atmosfären från vattenmassan som motsvarar 50-60% av den totala belastningen (Jansson et al., 1989). Uppehållstid för den avgivna N_2O till atmosfären är beräknad till runt 130 år. Nedbrytning sker genom att solstrålning bryter isär molekylerna (Smil, 1997).

5 Kväve-cykeln i biosfären

5.1 Kväve i luften

Tillförsel av kväve till en recipient sker inte enbart från omgivande dräneringsområdena utan även via atmosfären. Den atmosfäriska depositionen av kväve har under de senaste 50-100 åren ökat kraftigt. Mycket av det nitratkväve som deponeras över södra Sverige kommer från det danska jordbruket, men den kvantitativt största källan av kväve till Sverige kommer från den europeiska biltrafiken och från andra förbränningsprocesser, vilka beräknas ge oss en kvävedeposition på 20-25 kg N per ha och år. Ammonium i atmosfären däremot härrör främst från stallgödsel och gödslad åkermark (Naturvårdsverket, 2000).

Vid förbränning uppkommer förutom svaveldioxid även bl. a kväveoxider. Dessa kväveoxider bildas då kväve som förekommer fritt i luften och syre förenas under de höga temperaturförhållanden som råder vid förbränning. Med andra ord uppstår kväveoxider vid all form av förbränning vid höga temperaturer, oavsett bränsle. Däremot är bränsletypen mer avgörande för kväveoxidhalten vid låga förbränningstemperaturer där det mesta av kväveoxiden bildas från bränslet och inte från kvävgas som förekommer i luften (Smil, 1997). I atmosfären omvandlas kväveoxiderna till salpetersyra (HNO_3) vilka i sin tur sönderfaller till vätejoner (H^+) och nitratjoner (NO_3^-). Dessa kommer att deponeras förr eller senare på land eller i vatten genom torr eller våt deposition. Kväveoxidutsläppen ökade precis som svaveldioxidutsläppen kraftigt under efterkrigstiden (Naturvårdsverket, 2000).

5.2 Kväve på land

Normalt sett är markvegetations tillväxt i Sverige kvävebegränsad. Efter den senaste nedisningen var våra mineraljordar mycket kvävefattiga. Det tog lång tid innan dessa jordar blev tillräckligt kväverika för att bli koloniserade av vegetation. Med tiden byggdes kvävedepåer upp i marken av lavar och kvävebindande symbioser. Efterhand som dessa depåer blev tillräckligt stora kunde de bära mer och mer kvävekrävande vegetation som gran och tall. Under årtusenden har depåer på några tusen kg N per ha byggts upp. Dessa förråd kan efter bränder delvis tömmas. Under efterkrigstiden har vi haft en kraftigt ökad deponering av kväve över våra landskap. Kväve deponeras i form av nitrat och ammonium i ungefärligt lika delar. Vid växtupptag av kväve lämnar roten ifrån sig en hydroxyljon (OH^-) samt en vätejon (H^+) vilka kan förenas till vatten. Så länge kvävet tas upp fullständigt sker alltså ingen försurningseffekt av marken.

Om mera kväve deponeras än vad växten kan ta upp, eller om det deponeras under en period då växten inte förbrukar kväve kommer i första hand nitraten att lakas vidare nedåt i marken. Detta eftersom nitrat är en negativ jon (NO_3^-) och marken har normalt sett en liten förmåga att binda sådana joner. Den andra orsaken är att det kostar växten lite mer energi att använda nitrat som kvävekälla än ammonium. Detta beror på att nitraten måste reduceras till ammonium innan det byggs in i aminosyror vilka sedan blir proteiner. Ammonium är vidare en positiv jon (NH_4^+) vilken absorberas lätt till markens humusämnen. Detta leder till att ammonium rör sig ganska långsamt genom markprofilen även under vintertid då flertalet växter inte tar upp kväve (Johansson, 2000).

Kväveläckage från svensk skogsmark är beräknad till runt 1-5kg N ha och år vilket är lägre än för svensk jordbruksmark (20-50kg N ha och år) (Naturvårdsverket, 2000). Läckaget sker främst i form av organiskt bundet kväve i svårnedbrytbara humusämnen. En viss kompensation av dessa kväveförluster kan ske bland annat genom kvävefixering i lavar. Trots det låga kväveläckaget kommer upp till 50% av det totala kväveläckaget från de svenska skogarna, detta som en följd av skogens stora areella andel. Därmed skulle också en relativt låg ökning av det skogliga läckaget på ett eller två kilo per hektar få ett stort genomslag och kraftiga konsekvenser. Tillförseln av kväve till skogsmark sker främst genom våt eller torrdeposition (Johansson, 2000).

Om skogsmarken tillförs mer kväve än den normalt sett kan ta hand om kan den i viss utsträckning lyxkonsumera kväve. Då lagras det omvandlade kvävet som aminosyran arginin i barren. Men eftersom detta inte är en normal situation för barrträden så har de ganska svårt att hantera det. Om det händer någon gång eller vid ett par olika tillfällen kan det hela passera utan större förändringar för träden. Men om det sker ett konstant överintag av kväve kommer detta att leda till gulnader och för tidig barrfällning på grund av obalans i näringstillförseln. Detta eftersom träden behöver andra näringsämnen i vissa proportioner till kväveintaget. En överkonsumtion av kväve kan därmed ge ett näringsunderskott i för växten andra väsentliga mineral som magnesium eller kalium. I Sverige kommer det att troligtvis bli fråga om en kaliumbrist eftersom det finns lite kalium i våra marker. Kalium förekommer främst i svårvittrade mineral som kaliumfältspat vilket ingår som beståndsdel i den allmänt förekommande granit och gnejs som täcker stora delar av Sveriges fastland. Kalium förekommer också i lermineral men här är det oftast låst i strukturella positioner vilket gör det svårtillgängligt för upptag av växter (Johansson, 2000).

Forskare i Sverige är fortfarande oense om hur utvecklingen kommer att bli för våra sydsvenska skogsmarker. Vissa hävdar att marken, precis som den gjort hittills, kommer att kunna fortsätta lagra upp kväve tills vi får balans med våra antropogena utsläppsnivåer och ett trendbrott sker. Andra hävdar att risken för en höjning av kväveläckaget från skogen är överhängande. Detta eftersom man menar att den gräns är nådd där kvävet finns i så rikligt överflöd att det mättar marken och inte är tillväxtbegränsande för vegetation längre. Om detta sker kommer det få stora konsekvenser på den totala kvävebelastningen från land till hav (Johansson, 2000).

För jordbruksmark är läckaget normalt mellan 20-50kg N ha och år, varav 90% är nitratkväve. Läckaget beror till stor del på valet av gröda och gödselgiva (Vagstad et al. 1997), men jordart och dräneringssystem har också stor betydelse (Johnsson & Hoffman, 1998).

Den största delen av kvävet tillförs genom gödsling. Normalt sker den högsta andelen av markkväveläckage under höst till vårsäsong (sep-mars) då nederbörden är hög, avrinningen stor, evapotranspirationen liten och kväveupptaget från växtlighet låg (Jansson et al., 1994).

Historiskt sett men även i dagsläget så har man väldigt höga kvävehalter från jordbruksmark. Under efterkrigstiden flerfaldigade man spridningen av konstgödsel, samt betraktade stallgödsel närmast som ett problem som måste distribueras bort, i värsta fall på hösten när åkrarna låg nakna utan vegetation som kunde tillgodogöra sig kvävet från den spridda gödseln. Till skillnad från andra närsalter som exempelvis fosfor så är kväveföreningar som nitrat ganska lätttrörliga i marken vilket gör att om man inte planerar sin distribution av gödselgiva så är risken stor att grödorna inte hinner ta upp allt gödselkväve innan det har passerat förbi vegetationens rötter och trängt vidare ned i markprofilen. Detta förlopp går än snabbare i områden med lätta sandiga jordarter, såsom vissa delar av de kustnära områdena i Halland.

Även den gödsel som produceras när boskap går på bete bidrar till kväveläckaget. Man har beräknat att denna betesgödsel innehåller ungefär hälften så mycket näring som den samlade stallgödselproduktionen (Naturvårdsverket, 2000).

Den ökade koncentrationen av kväve på land har medfört förändringar av florabestånden, vilket framförallt har märkts på ängs- och betesmarker. Ökad förekomst på kväve har gynnat växter som hundkex, brännässlor och mjölkört vilka samtliga betraktas såsom 'kväveälskande' medan den missgynnat flera andra växter och därför bidragit till en minskad biologisk mångfald. Ett annat exempel på hur floran kan förändras med ett ökat kvävetillskott genom luften är den ökade förekomsten av encelliga grönalger på trädstammar och andra ytor, vilka förr varit täcka av lavar och mossor (Naturvårdsverket, 2000).

5.3 Kväve i vattnet

På våra latituder är det ljuset som är den begränsande faktorn för primärproduktion i vatten under vintertid. Under den ljusa delen av året är det tillgång av närsalter som kväve och fosfor som begränsar primärproduktionen. En ökad tillgång på näringsämnen som kväve leder till ökad produktion av växtlighet, framförallt plankton och större alger (Naturvårdsverket, 1997).

En ökning av plankton och alger leder i sin tur till minskat siktdjup och minskad djuputbredning av blåstång. Det rikliga innehållet av organiskt material i vattnet bryts efterhand ned av mikroorganismer i vattnet, men eftersom sådan nedbrytning förbrukar syre kan allvarliga problem med syrebrist och bottendöd uppstå och även stora bestånd av fisk kan dö ut. Om syret i bottenvatten helt tar slut bildas istället svavelväte vilket är mycket giftigt. Djupare bottnar och vatten under en starkt utvecklad haloklin är beroende av att syre tillförs kontinuerligt genom inblandning av syrerikt vatten. Ordentliga höst- och vinterstormar är normalt tillräckligt kraftiga för att kunna blanda in rikligt med syrerikt vatten till djupliggande bottenhål or eller bukter och vikar som till exempel Laholmsbukten (Naturvårdsverket, 1997).

Övergödning åstadkommer också tätande växtlighet längs stränderna, rikligare koncentration av planktonalger, och när de döda växterna och djuren dör ansamlas de i allt tjockare sedimentlager på bottarna. Vattendragens och sjöarnas fria vattenytor krymper på så sätt och blir allt grundare. Denna sedimentation av vattendrag och sjöar är en naturlig process, men den förstärkta gödningen av vatten som är orsakad av människan den senaste tiden påskyndar kraftigt detta (Naturvårdsverket, 1997).

Det är lätt att tro att en övergödning endast har negativa effekter. Men en måttlig gödning av ett ursprungligen näringsfattigt vatten kan i ett måttligt och initialt skede ge en positiv effekt på florans och faunan i vattnet. Exempelvis så ökar fiskproduktionen. Men efter hand som tillväxten av alger och plankton ökar försämras siktdjupet och vattnet blir allt grumligare. Detta missgynnar bottenvegetation som är beroende av solljus för sin överlevnad men är positiv för vissa fiskarter (mört och brax) som gynnas av en rikare förekomst på näring (plankton) (Naturvårdsverket, 2000). Man skulle kunna tro att rovfiskar skulle gynnas positivt av en utveckling där bytesdjuren ökar i antal, men verkligheten är helt en annan. Man har sett att rovfiskar som är beroende av att kunna upptäcka sina byten genom synen påverkas klart negativt av de förändrade siktförhållanden.

Om näringshalten blir väldigt kraftig kan vissa planktonarter uppträda i massutveckling och så kallad algblooming uppstår. Flertalet av dessa alger är ofarliga men har besvärande lukt eller smak vilket kan medföra stora konsekvenser för turistnäring, några är till och med giftiga (t ex flagellaten *Chrysochromulina*) och kan orsaka förgiftning av människor eller djur. Sammanfattningsvis kan man säga att resultatet av en kraftig övergödning av ett vatten åtföljs dels av en ordentlig reduktion av artsammansättningen och dels av att det totala antalet individer av flora och fauna minskar. Vissa enstaka arter som är anpassade efter dessa mer extrema förhållanden gynnas medan flertalet i våra svenska vatten normalt förekommande arter reduceras kraftigt (Naturvårdsverket, 2000).

Det var i städernas och industriernas avloppsvatten som man såg de första varningstecknen på en förestående övergödning av våra vatten. Redan tidigt under 1900-talets början hade man problem med stank, smittospridning och nedskräpning av sina ytvatten. Detta var påtagliga bevis på att det dåvarande avloppssystemet inte var hållbart (Naturvårdsverket, 2000).

En av de första åtgärderna var att mekaniskt rena vattnet, dvs man fångade upp större fasta partiklar i avloppet med galler vartefter man lät det löpa igenom ett bassängsystem där sedimentation av tyngre partiklar kunde ske. Denna metod är dock inte tillräcklig för att rena vattnet på näringsämnen och organiskt material som är löst i vattenvolymen. Under 1950-talet började man därför införa en ny form av avloppsrening i sina kommunala reningsverk, biologisk rening. Genom att tillföra vattenvolymen mikroorganismer vilka konsumerar en stor del av det organiska innehållet kunde man rena närmare 90% av den syrekrävande nedbrytningen som åstadkoms av organiska ämnen (Naturvårdsverket, 2000).

Det har visat sig att även denna form av rening är otillräcklig i vissa speciellt problematiska områden ur kväveläckagesynpunkt. Därför har man utvecklat nya metoder för att sänka kväveläckaget ytterligare, sk kväverensningsverk. Sammanlagt en sjättedel av det kommunala avloppsvatten som år 1995 släpptes ut vid Sveriges kuster passerade reningsverk med särskild kväverening (Naturvårdsverket, 2000).

En av de värsta punktkällorna av organiskt material har varit olika industrier, i synnerhet då massa- och pappersindustrier. Det har visat sig att deras utsläpp varit långt större än utsläppen från riktigt stora reningsverk. Men under de senaste decennierna har industrierna reducerat sina utsläpp kraftigt. Som exempel kan nämnas att den svenska skogsindustrin, trots att man ökat sin produktion, har reducerat sina utsläpp av organiskt material med över 80% sedan början av 1960-talet. Detta har lett till att sjöar och kustområden som tidigare klassats som helt döda har återfått sin bottenfauna och flora. Denna återhämtning av vattenmiljön gick snabbare än vad man förväntat sig (Naturvårdsverket, 2000).

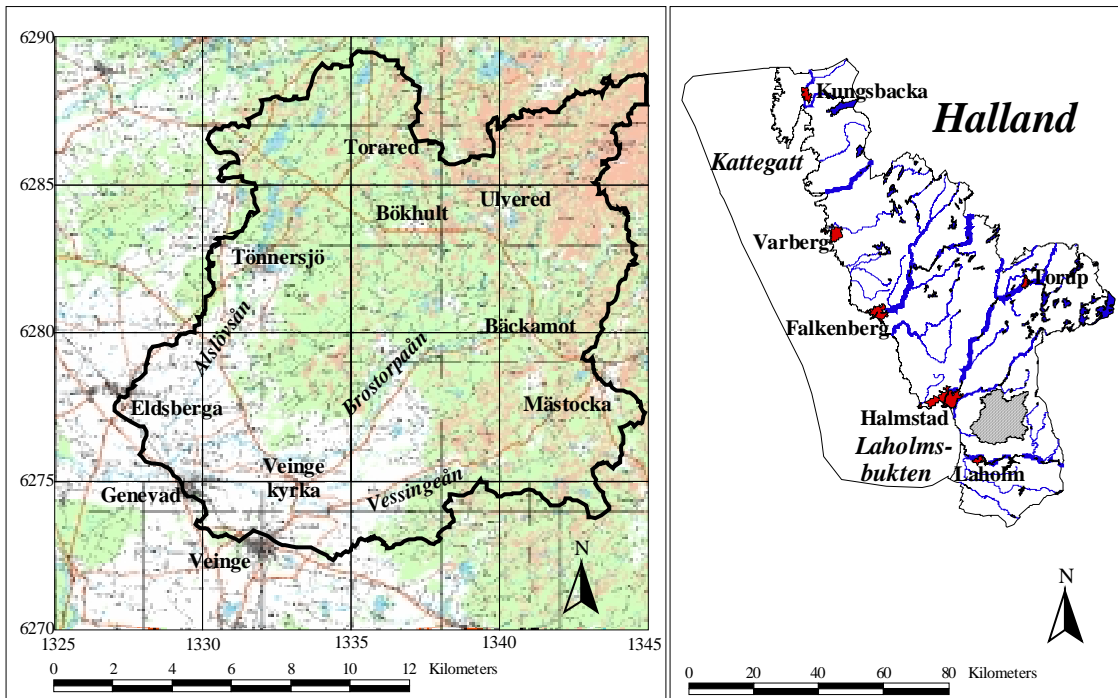
6 Beskrivning av studieområdet

6.1 Inledning

Detta arbete har som geografisk avgränsning det område som dräneras av Alslövsån, Brostorpaån och Vessingeån (figur 2). Dessa tre flodgrenar möts strax norr om Genevad samhälle, cirka 5 km från utloppet i Laholmsbukten (figur 3).

6.2 Geografi, geologi och geomorfologi

Området kan generellt delas in i två huvudkaraktärer, skogsbygd i nordöst och jordbruksbygd i sydväst. Skogsbygden domineras av barrskog och mossmark, även om det fläckvis finns stora inslag av ädellövskog (t ex stora bokbestånd vid Bökhult).



Figur 2. Regionkarta, dräneringsområdets placering inom Hallands län. Större samhällens namn och vattendrag visas i kartan till vänster. Notera dräneringsområdets utlopp i Laholmsbukten i kartan till höger.

Jordbruksbygden präglas av väl-dränerade böljande åkerarealer. Triviallövsskog kantar bebyggelse och större vattenflöden. Väg- och dikestätheten är hög över hela området och det finns inte några större arealer av orörd naturmark. De större huvudvattendragen är vanligtvis inte dikade utan flödena går i sina naturliga lopp.

Genevadsåns dräneringsområde kan ur ett par synpunkter anses som mer lämpligt för studier av kväveläckage än andra områden i södra Sverige. Dräneringsområdets areal på 202.5 km² är lämplig för den här typen av studie. Det är tillräckligt stort för att få en tillräcklig diversitet inom de för arbetet intressanta områden som markanvändning och jordart samtidigt som det inte är för stort så att det blir oöverskådligt eller övermäktigt för ett arbete på den här nivån. Tillgången till tre nästan lika stora vattendrag fast med olika fördelning av markanvändning och jordart gör att området lämpar sig väl för intressanta jämförelser. Andra förhållanden som talar för området är den markanta uppdelningen mellan skogsbygd och jordbruksbygd samt den låga förekomsten av punktkällor.



Figur 3. Genevadsån efter sammanflödet mellan de tre flodgrenarna strax norr om Genevad samhälle, cirka 5 km från utloppet i Laholmsbukten. (foto: J. Wickberg, maj-99)

Åarnas storlek och bottenkaraktär skiftar beroende på avrinningsvolym och genom vilken jordart som ån flyter igenom. Alslövsån rinner inledningsvis genom ett moränlandskap med blandad barr- och lövskog för att därefter övergå till att löpa igenom merparten av de sjöar som är belägna inom Genevadsområdet, för att slutligen meandra sig fram genom de leriga jordbruksmarkerna till det gemensamma sammanflödet strax norr om Genevad. Botten präglas i jordbruksområdet av mestadels leriga sediment med inslag av gytta och dy men även en och annan sandbank kan förekomma i flodkrökar.

Brostorpaån har sina källor uppe i de nederböldsrika mossarna i nordost. Här består botten mestadels av blockig morän. Härifrån fortsätter ån sitt lopp igenom ett utpräglad barrskogslandskap för att efter någon mil mynna ut i det lerrika jordbruksområdet där den blir bredare och djupnar, botten täcks av lersediment. Slutligen flyter Brostorpsån ihop med de övriga grenarna vid Genevadsmotet. Vessingeån har mestadels sitt lopp i jordbruksområdet vilket präglar botten enligt samma sätt som ovanstående med lerig botten och meandrande lopp.

Den dominerande bergarten är ljus kvarts- och fältspatsrik gnejs. Sprickigheten är relativt stor och pegmatit och dioritskiffer förekommer. Gnejsens huvudsakliga strykning är NNV-SSO. I nordost är den överlagrad av ett täcke med morän. Ute på slättområdena är den överlagrad av tjocka lager med lerjordar. Längre ut mot kusten har de leriga lagren överlagrats av flera översandningar. Sandlagret är här ungefär en meter mäktigt. Efter att skyddsåtgärder vidtagits under slutet av 1800-talet har ett tunnare lager av matjord kunnat bildas. Eolisk transport av sandigt material från stränderna är fortfarande ett problem för flera kustnära åkerområden. Skyddskog vid strandbandet saknas i ett större avsnitt söder om Halmstad. Märgelbrytning var mycket vanligt förekommande under 1800-talet och det finns flertaliga märgelgravar kvar, framförallt i trakten av Veinge och Eldsberga.

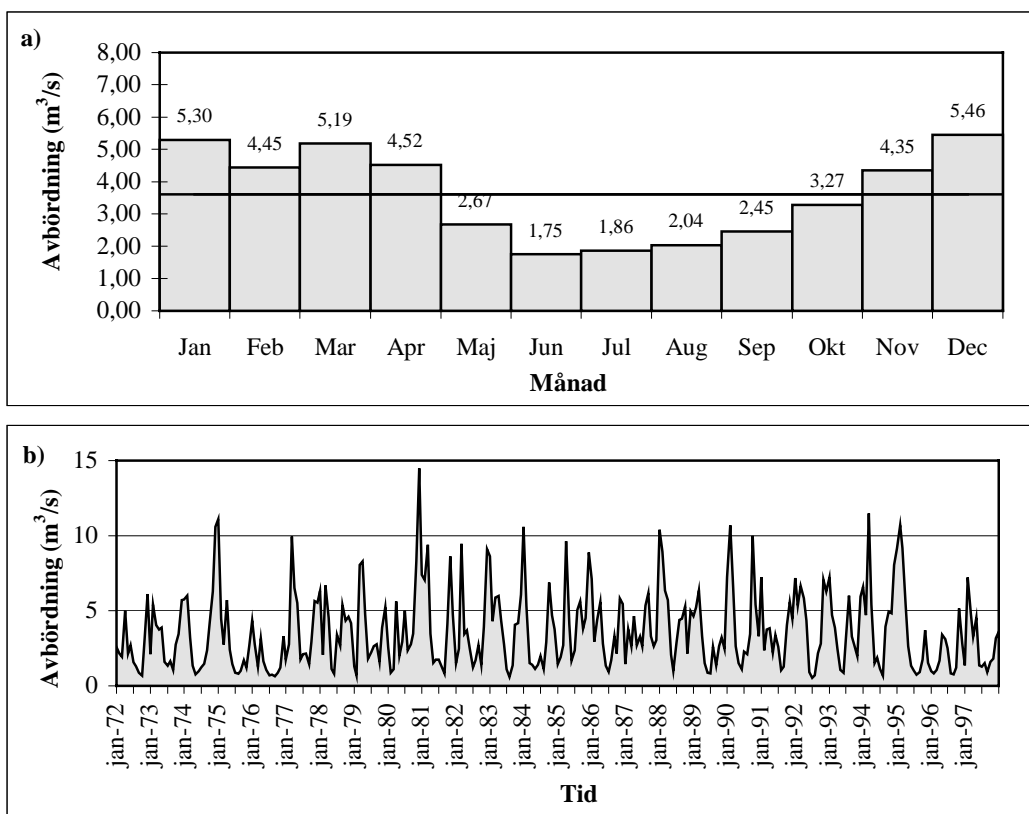
Punktkällorna inom området utgörs främst av tre mindre avloppsreningsverk med recipient till dräneringsområdet. Dessa är belägna vid (recipient inom parantes) Mästocka (Vessingeån), Öringe 2.5 km nordväst om Veinge kyrka (Brostorpaån) och vid Genevad (Vessingeån). Dessa beräknas gemensamt tillföra dräneringsområdet 10.2 ton kväve, 0.2 ton fosfor och 1.9 ton andra syreförbrukande ämnen per år (Genevadsstudien, 1998). En plastfabrik som är belägen inne i Genevad samhälle i södra delen av Vessingeåns dräneringsområde och ytterligare en plastfabrik vid Göstorp skulle båda kunna vara tänkbara lokala punktkällor. I Tönnersjö finns också en större handelsträdgård belägen. Hur stor kvävebelastande påverkan de ovan nämnda industrierna har på sitt närområde har inte kunnat mätas.

Två större geomorfologiska objekt finns från den senaste nedisningen, Eldsbergaåsen och Veingeavlagringen. En stor del av den kommunala vattenförsörjningen svarar Eldsbergaåsens grundvatten för som även används för bevattning av jordbruksgrödor. Man har beräknat att det finns en naturlig vattentillgång på 100 l/s ur åsen. Uttag sker dels vid Perstorp norr om Eldsberga (~18 l/s) samt Tönnersjö (~1 l/s). I Gullbranna finns en reservvattentäkt som beräknas ha en kapacitet på mer än 40 l/s. Gullbranna är för närvarande inte i bruk på grund av för hög nitrathalt (>10 mg/l). Nitratkvävehalten i Perstorp och Tönnersjö vattentäkt uppgår i dagsläget till ~3.5 respektive ~5 mg/l och indikerar att i vart fall Tönnersjö vattentäkt är utsatt för en viss påverkan av växtnärläckage (Genevadsåsstudien, 1998).

Befolkningen inom området uppskattas till ~4800 personer varav merparten (~3200) bor i de fyra större samhällena, Veinge, Genevad, Öringe och Tönnersjö (Genevadsåsstudien, 1998).

6.3 Meteorologi och hydrologi

Nederbörden varierar kraftigt över området. Årsmedelnederbörden i det lägre liggande jordbruksområdet uppgår till ~800-1000 mm att jämföras med årsmedelnederbörden i det högre belägna skogsområdet som uppgår till 1000-1200 mm. Detta trots en mycket måttlig nivåskillnad på ~200 meter. Enligt SMHI:s nederbördsstation i Genevad har årsmedelnederbörden för perioden 1961-1990 varit 770 mm (Genevadsåstudien, 1998). Det är inte bara rumsligt över området som variationen i nederbörd är stor, det är fullt normalt att fördelningen av nederbörd över året och mellan år också har avsevärda skillnader. Det finns nederbördstationer närbeläget placerade i Genevad, Halmstad, Torup, Markaryd och Ljungby. Årsmedeltemperaturen ligger på 7 °C. Omkring 400 mm av nederbörden avdunstar, resten avrinner i vattendragen som ytvatten eller infiltrerar och bildar grundvatten. Infiltrationen är störst i de sandiga och lätt vattengenomsläppliga jordlagren närmast kusten (Fleischer et al., 1989).



Figur 4. a) Genomsnittlig avrinning i Genevadsåns huvudfåra, baserat på månadsvisa mätningar av Länsstyrelsen i Halland 1972-98. Vertikal linje markerar beräknad årlig medelavrinning, också enligt Länsstyrelsen. **b)** Uppmätt avrinning enligt Länsstyrelsen i Halland 1972-98. Notera de stora skillnaderna mellan åren 1980/81 och 1995/96 samt att man vissa hydrologiska år har tydlig bimodal flödesfördelning (1981/82 och 1995/96), medan andra år har monomodal flödesfördelning (1973/74 och 1992/93). Fördelningen kan förklaras bero mer på om det blir tillräckligt med tjäle i marken för att frysa markvattnet än eventuell brist på nederbörd.

Medelavrinningen i flodgrenarna varierar kraftigt under året beroende på nederbördsförhållandena. Dräneringsområdet har överlag en låg magasinering förmåga i och med den ringa förekomsten av större sjöar. Detta medför att avrinningen blir väldigt snabb och kan vid långvariga och kraftiga nederbördstillfällen leda till översvämningar i de lägre belägna delarna av dräneringsområdet.

Enligt de befintliga månatliga dataserier på avrinning som finns för Genevadsån har medelavrinningen under perioden 1972-1998 beräknats till $3.6 \text{ m}^3/\text{s}$ (Genevadsåstudien, 1998). Skillnaderna i avrinning är stor över året (figur 4) där perioden november – april normalt har värden över medel och maj – oktober har värden under medel. Beroende på om marken blir tjälad under vintermånaderna kommer det årliga flödet antingen följa monomodal (ingen varaktig tjäle) eller bimodal (flödestoppar under höst och vår) fördelning. Tillgången på nederbörd har rimligtvis också stor påverkan även om det är väldigt ovanligt med helt nederbördsfria perioder under någon längre tid (Fleischer et al., 1989).

Variationen mellan år är också stora. Medelavrinningen för de tre tillflödena är beräknade till $1.2 \text{ m}^3/\text{s}$ för Alslövsån, $1.8 \text{ m}^3/\text{s}$ för Brostorpaån och $0.9 \text{ m}^3/\text{s}$ för Vessingeån. I de jordbruksdominerade områdena används åvatten i omfattande skala för bevattning av åkerareal (Genevadsåstudien, 1998).

Försurning har länge varit ett stort problem i vattendragen som rinner igenom de övre morän- och skogsområdena. Den naturliga buffertkapaciteten är närmast obefintlig. Därför har man vidtagit flera åtgärder för att förbättra pH i bäckar och åar. Kalkstationer upprättades i Alslövsåns dräneringsområde 1987, för att åren därpå även upprättas i de två andra tillflödena (Genevadsåstudien, 1998). I de sydligare jordbruksområdena är det närmast övergödning som är det värsta problemet och det som är satt i fokus i detta arbetet.

6.4 Biologi och markanvändning

Markanvändningen inom dräneringsområdet är fördelad med knappt 2/3 delar skogsmark, 1/3 odlad mark samt enstaka procent tätort och övrig mark. Den sammanlagda sjöytan är beräknad till något mer än 2 km^2 . Vall (39%), korn/havre (24%) och potatis (17%) är de dominerande grödorna. Odling av sockerbetor och oljeväxter förekommer också, om än i mindre omfattning (Genevadsåstudien, 1998).

Jordbruksbygderna på Hallandslätten är en av Sveriges största producenter av svindjur, och har traditionellt varit så under lång tid. Dräneringsområdet skall enligt beräkningar av Länsstyrelsen omfatta 4230 djurenheter, varav en 1/4 del (1197 djurenheter) är suggor, galtar eller slaktsvin (Genevadsåstudien, 1998).

7 Data och metoder

7.1 Inledning

För att uppfylla arbetets mål krävdes ett stort datamaterial. Större delen av datamaterialet köptes in från externt håll för att därefter bearbetas och analyseras. Endast Röda kartans datalager fanns tillgängliga i önskat skick. Alla datalager använder sig av koordinatsystemet Rikets Nät (RN) med 2,5 gon V (1938).

7.2 Meteorologiska data – nederbörd

Det ansågs viktigt att utvärdera i vilken grad perioden för fältmätningarna avvek från normaltillståndet. En större avvikelse från normalnederbörden skulle kunna bidra till en skev analys. Först bildades månatliga nederbördsvärden för perioden januari – juni 1969-98 baserat på den tillgängliga originaldataserien ifrån Genevads klimatstation, vilken är belägen i direkt anslutning till studieområdet. Därefter jämfördes nederbördsmängden mellan månaden för den aktuella fältmätningen och motsvarande medelvärde. Det geografiska avståndet mellan studieområdet och övriga närliggande klimatstationer (Halmstad, Torup, Markaryd och Ljungby) bedömdes som för stora för att man skulle kunna använda sig utav dem i jämförelsestudien. Interpolation skulle i detta område med sin kraftiga nederbördsgradient och topografiska terräng troligen inte heller lämpa sig eller förbättra jämförelsestudien.

7.3 Digital höjdmodell – bestämning av dräneringsområde

En på institutionen befintlig digital höjdmodell (DEM) över området med 12.5x12.5 meters upplösning användes vid den datorstödda avgränsningen av dräneringsområdena. PCI Xspace's modul för bestämning av dräneringsområde användes för att avgränsa dräneringsområden. Flertalet olika inställningar på minsta avgränsningsbara dräneringsområde testades. Tre resultat med olika inställningar (64, 1000 och 6400 pixlar) på minsta beräknade dräneringsområdesarea från datakörningarna valdes ut som underlag för slutlig avgränsning av dräneringsområden.

De tre resultaten från datakörningarna gjorde det möjligt att 'zooma' ned i dräneringsområdesstorlek vid behov, men också att vid normalläge ha en lägre upplösning på dräneringsområdena och därmed få en mer överskådlig bild av dräneringsområdenas respektive tillhörighet. Digitalisering och modifiering gjordes också med stöd av vattendragen och provlokalernas placering samt Gröna Kartan i pappersformat eftersom den innehåller höjdlinjer.

7.4 Jordartskarta – permeabilitet och avrinningsförmåga

Jordartskartorna 'Bladet Halmstad' (1884) och 'Bladet Ljungby' (1873), båda från Statens Geologiska Undersökning (SGU) med originalskala 1:200000, scannades till en upplösning av 5x5 meter (4000x4000 pixlar). Därefter korrigerades de geometriskt med hjälp av den digitala versionen av Gröna kartan till Rikets Nät (RN) med 'Nearest Neighbour' algoritmen (andragradspolynom, RMS: 2.99 resp. 0.06). Slutligen sammanjämkades de båda delarna till en kartdel vilken täcker ytan 1325000-6270000 till 1345000-6290000 RN. Jordartskartan i rasterformat digitaliserades därefter för hand. Resultatet omfattar 6 klasser enligt följande (SGU, 1884):

- 1) Rullstensgrus; morän med stora skillnader i beskaffenhet. Vanligt som sorterat material i floddalar. Fluvialt avsatt jordart. Hög permeabilitet.
- 2) Krosstensgrus; generell benämning av den osorterade moränen som överlagrar stora delar av terrängen. Sandfraktionen är oftast grusig. Hög permeabilitet.
- 3) Varvig ler; successiva översvämningar i ett kustnära område bildar dessa glaciala leror. Permeabiliteten är mycket låg.
- 4) Åkerler; generell benämning av ler som varken är varvig eller överlagrad av sand. Omfattar också de marker där eolisk aktivitet har transporterat sand från kustområdena inåt landet. Lokal överlagring av moig sand upp till en meter tjock. Hög sandighet i kombination med extensivt jordbruk betraktas som mycket dåligt ur kväveläckagesynpunkt på grund av den höga infiltrationsförmåga och avrinningsförmågan.
- 5) Torvdy; vanlig i nuvarande och före detta våtmarker.
- 6) Gnejs; berg i dagen, lokalt överlagrad av ett tunt obestämt jordlager.

Att ge en utförligare beskrivning är svårt för ovanstående jordartsuppdelning och dess egenskaper ur kväveläckagesynpunkt. Detta beror dels på grund av att den kartbladsbeskrivning (SGU, 1884) som medföljde lämnade mycket att önska i detta avseende, och dels på grund av att originalets jordartsuppdelning är tämligen generell.

7.5 Flygbilder – markanvändning

För att få tillräcklig noggrannhet i beskrivningen av markanvändning bedömdes satellitbilder inte uppfylla kraven, då främst med tanke på spatial upplösning. Flygbilder ansågs däremot vara det fjärranalysinstrument som ger tillräcklig temporal upplösning samtidigt som den mycket höga spatiala upplösningen kan ge en mycket noggrann skattning av beståndens area. Strikt radiometriskt är flygbilder, med dess vidare band (grönt 5-600nm, rött 6-700nm och IR 7-900nm), sämre än satellitbilder vilket dock vägs upp av den detaljrikedom som finns i textur och kontext och som är ett mycket värdefullt hjälpmedel vid manuell tolkning.

En stråköversikt för IR-färg flygfoton över södra Halland användes för att välja ut 14 flygbilder från flyghöjden 4600 meter, vilka gemensamt skulle täcka dräneringsområdet. Eftersom stereotolkning inte var avsedd så beställdes vartannan IR-färgbild i Y-led och varje bild i X-led. Bilderna var tagna under två på varandra följande dagar i juni 1995. Kvaliteten var överlag ganska dålig på flygbilderna med flera bilder som hade partier täckta av dis eller kondensstrimmor från jetplan. På vissa ställen kunde dessa obrukbara områden ersättas med bättre då det kvarstod en viss överlappning av bildpartier i både X och Y led. Dåliga bildpartier som inte kunde ersättas tolkades så noggrant som möjligt för hand.

Bilderna scannades in till en upplösning av 2.5x2.5 meter. Geokorrigerad mot den digitala Gröna Kartan med 'Nearest Neighbour' algoritmen och andragradspolynom genomfördes med ett medel RMS på 0.87, 0.93 (~ 10 gcp-punkter/bild). Kvaliteten i resultatet kan inte jämföras med ett ortofoto utan får ses som en kompromiss under gällande förhållanden.

För att tolka bilderna testades inledningsvis ett par olika metoder. Manuell tolkning och digitalisering på digitaliseringsbord, manuell tolkning och digitalisering på skärm samt konventionell digital 'Maximum Likelihood'-klassning med manuell sluttolkning. Trots att ett par av bilderna befann sig i ett icke tillfredställande skick så visade sig den datorstödda 'Maximum Likelihood'-klassningen ge bäst resultat samtidigt som den var mest tidseffektiv. Följande klassindelning användes; barrskog, lövskog, kalhygge, öppen mark och våtmark. Den mycket höga spatiala upplösningen (2.5x2.5meter) medförde att blandskog inte var aktuellt att införa som klass. Den datorstödda tolkningen kontrollerades och korrigerades manuellt mot originalflygbilderna. Vid felklassning så var det oftast själva klasstillhörigheten som behövdes korrigeras och inte gränsdragningarna vilka mestadels var korrekt dragna. Således var denna korrektion en ganska enkel procedur i Corel Photo-Paint. Slutligen kunde samtliga bilddelar slås samman till en stor (x: 1325000-1345000, y: 6270000-6290000 RN) och ur datorsynpunkt mycket datorkrävande bild (8000x8000 pixlar, cirka 95 Mb). Kartan utvärderades slutligen mot 400 utvärderingspunkter (vägsampling, 20 linjer à 20 sample/linje, 50 meter vinkelrätt mot väggrenen och 200 meters intervall) av markanvändningen vilka positionsbestämde med differentierad GPS.

7.6 Gröna och Röda kartan

Den digitala versionen av Gröna Kartan över Halland (1996) användes för att digitalisera vektorlager med vägar, vattendrag, sjöar och bebyggelse. Digitalisering skedde i ArcView. Den Gröna kartan i pappersformat, 'Blad Halmstad 4C NO' (1989), användes som hjälpmedel för gränsdragning mellan subdräneringsområden och som orienteringskarta i fält. Röda kartan över Halland i digitalt vektorformat användes för tillverkning av översiktskarta.

7.7 Provlokaler, konduktivitet och vattenprover

Vid fältbesöken den 11-12/3 och 26-28/5 togs totalt 66 vattenprover och 318 konduktivitetmätningar fördelat på 53 provlokaler (figur 5). Samtliga vattenprover togs i antiseptiska behållare och skickades till Växtekologens Laboratorium vid Lunds universitet för NO_3^- -analys. Svar från laboratoriet erhöles i mikromolar (μM). Konduktivitetmätningarna gjordes med kalibrerbara handkonduktivimeter. Kalibrering till kalibreringsvätska och mellan de tre konduktivimetrarna genomfördes två gånger dagligen under fältmätningarna.

Konduktans är ett mått på en mängds ledningsförmåga, t ex vatten. Desto fler lösta positiva eller negativt laddade joner ett vatten innehåller desto högre blir konduktiviteten. Exempel på viktiga positiva jonerna är kalcium (Ca^{2+}), natrium (Na^+), kalium (K^+) och väte (H^+) medan negativa joner utgörs av nitrater (NO_3^-), karbonater (CO_3^{2-}) och fosfater (PO_4^{3-}). Det är vedertaget att konduktiviteten är högre i näringsrika sjöar än i näringsfattiga. Konduktiviteten ökar också med försurning eftersom det är fler fria H^+ joner i vattnet. Konduktivitet är också tryck och temperaturberoende. Ökat tryck och högre temperatur bidrar båda till ökad ledningsförmåga dvs konduktans. Enheten är millisiemens per meter (mS/m) (Brownlow, 1979). Normalt värde för konduktivitet i svenska sötvatten är 5-40 mS/m .

Eftersom konduktivitet varierar med temperatur så temperaturnormaliserades samtliga konduktivitetmätningar till 25°C , enligt United States Geological Survey's standardformel (USGS, 2000)

$$N_T = 1.88169 - 0.0536 * T + 0.00072 * T^2 \quad (1.)$$

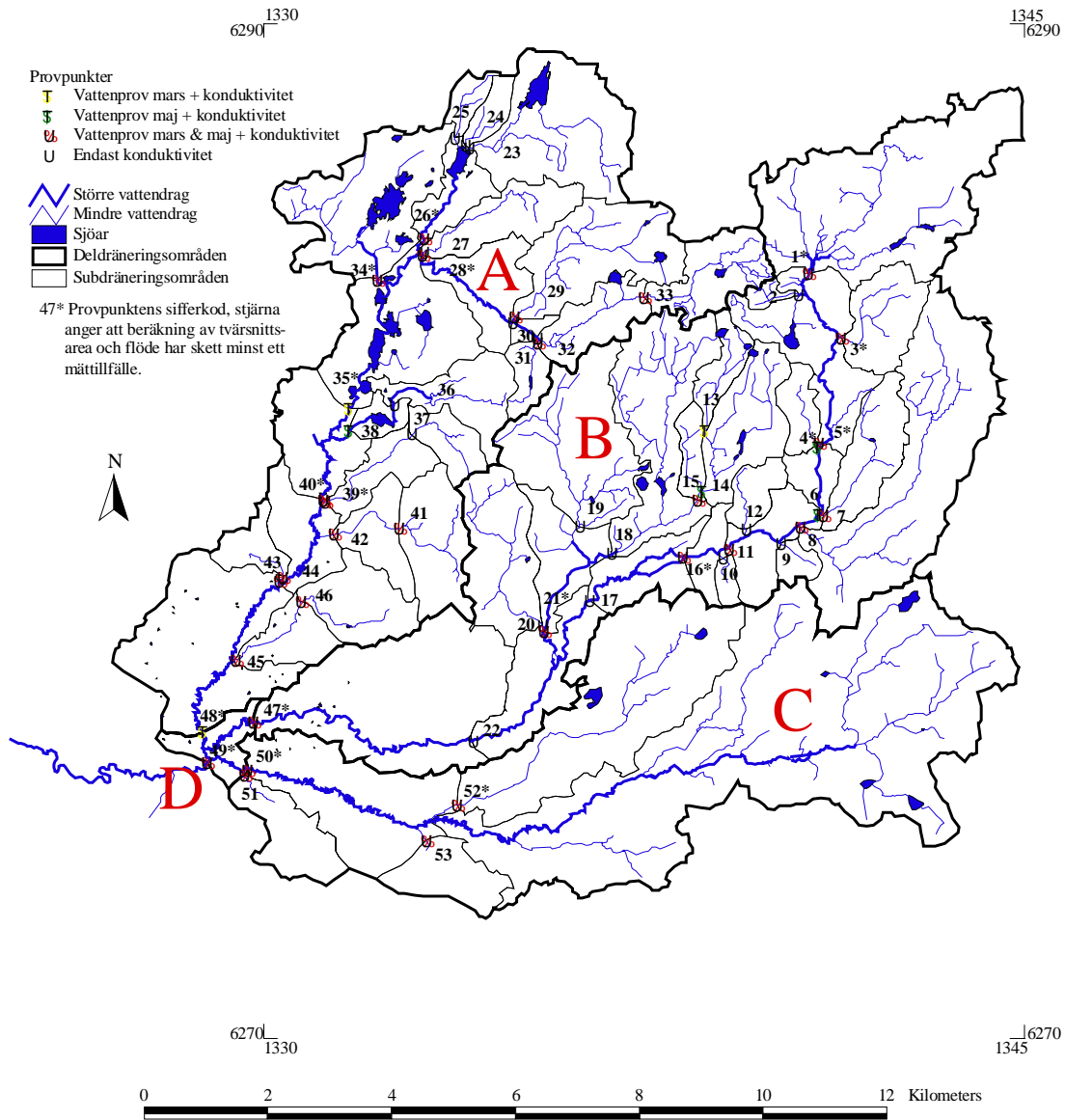
där N_T = normaliseringsvärde, där $T = 25 \rightarrow N_T = 1.00$ och T = vattentemperatur ($^\circ \text{C}$)
För att få temperaturnormaliserade konduktivitetmätningar (K_{T25}) multiplicerades de med det beräknade normaliseringsvärdet (ekvation 1) enligt

$$K_{T25} = K * N_T \quad (2.)$$

där K = uppmätt konduktans (mS/cm) och K_{T25} = temperaturnormaliserad konduktans (mS/cm)

Urvalet av provlokaler styrdes av följande kriterier:

- 1) De skulle vara belägna vid ett sammanflöde
- 2) De skulle vara någorlunda lättillgängliga
- 3) Vid tidsbrist skall företräde ges till provlokaler som har ett dräneringsområde med homogen markanvändning



Figur 5. Provpunkternas placering inom Genevads dräneringsområde. A-Alsövsåns, B-Brostorpaåns och C-Vessingeåns deldräneringsområde.

Ett 90-tal potentiella provlokaler valdes enligt nämnda kriterier ut före första besöket i området. Av dessa punkter visade sig slutligen 53 bäst uppfylla de ställda kraven under gällande tidsram (2x2 dagar i fält, 1 man). De resterande valdes bort antingen av tidsbrist eller för att de inte uppfyllde något eller flera av kriterierna. Vid mer tid till förfogande bedöms det finnas potential till att mäta på ytterligare 10-15 ställen utöver de 53 som användes under detta arbetet.

Varje lokal positionsbestämdes med hjälp av differentierad GPS. Vilket ger en positionsnoggrannhet bättre än 2 meter i X och Y-led. Därefter genomfördes tre mätningar vid varje enskild lokal med vardera konduktivimeter (undantag dag 2 vid fältmätningen i maj då konduktivimeter II upphörde att fungera) samt en mätning med pH-meter (appendix I).

Ekonomiska begränsningar medförde att vattenprover för laboratorieanalys endast togs vid provlokaler av speciell betydelse. Exempel på sådana är provlokaler med homogen markanvändning eller provlokaler som är belägna där skogslandskapet övergår till jordbrukslandskap. Fördelningen mellan de tre åarna och mellan skogs- och jordbrukslandskap gjordes så likformigt som möjligt. (figur 5).

Vattnets temperatur mättes vid två tillfällen dagligen. Kalibreringsdata för konduktivimetrarna och pH-metern noterades för senare temperatur och driftkalibrering. Bottenprofiler och flödesberäkningar för bestämning av avrinning genomfördes på 16 olika ställen med hjälp av måttband, flygel och tidtagarur. Bottenprofilerna finns i appendix IIa-d. I figur 5 redovisas provpunkternas placeringar inom dräneringsområdet samt vilken typ av mätningar som utfördes vid varje lokal. Alslövsåns deldräneringsområde har beteckningen A, Brostorpaån B, Vessingeån C och deldräneringsområde D kallas den sista gemensamma delen. Rangordningen är således enligt följande: dräneringsområde (Genevads) > deldräneringsområde (A, B, C, D) > subdräneringsområde (I a., II a.,...,I d.).

Tabell 2. De färdiga datalagrens format och eventuella upplösning.

Lagernamn	Format (program, typ och eventuell upplösning)
Markanvändning	ArcView Shape Polygon och GRID (2.5x2.5m)
Jordart	ArcView Shape Polygon och GRID (2.5x2.5m)
Dräneringsområden	ArcView Shape Polygon
Bebyggelse	ArcView Shape Polygon
Sjöar	ArcView Shape Polygon
Vattendrag	ArcView Shape Line
Vägnät	ArcView Shape Line
Provpunkter	ArcView Shape Point
Röda Kartan	ArcView Shape Polygon och Line
Gröna Kartan	Tif-format (5x5m)
DEM	ArcView GRID (12.5x12.5m)

8 Resultat – statistik

8.1 Inledning

Statistiska undersökningar ställer höga krav på ingångsdata. Det är också av stor vikt att man vet hur sin data är fördelad för att kunna välja rätt sorts analysmetoder och för att kunna dra korrekta slutsatser. Ofta använder man sig av regressionsanalys för att bevisa eller förkasta sina hypoteser. Det är viktigt att ha i åtanke att statistiska beräkningar är precis som en karta, en förenkling av verkligheten. Om man inte har hög kvalitet på sina data och är medveten om de eventuella brister och begränsningar som finns i de metoder och algoritmer man använder sig av, så kan risken vara stor att man drar felaktiga slutsatser. Dagens lätthanterliga statistikprogram producerar både lätt och snabbt en mängd resultat vilket nödvändigtvis inte behöver betyda att det för den skull blir rätt eller relevant.

Regressionsanalys är vanligtvis anpassat efter en stickprovsmängd eller andra data som påverkas av slumpvariation. Validiteten är oftast begränsad av det observationsintervall man har och prognoser eller extrapolering utanför detta intervall skall om möjligt undvikas. Ett nytt stickprov kommer heller antagligen inte att ge samma koefficienter i regressionskvationen som ett föregående. Sitt samband brukar man beskriva med en sannolikhetsteoretisk modell enligt (Andersson et al., 1984)

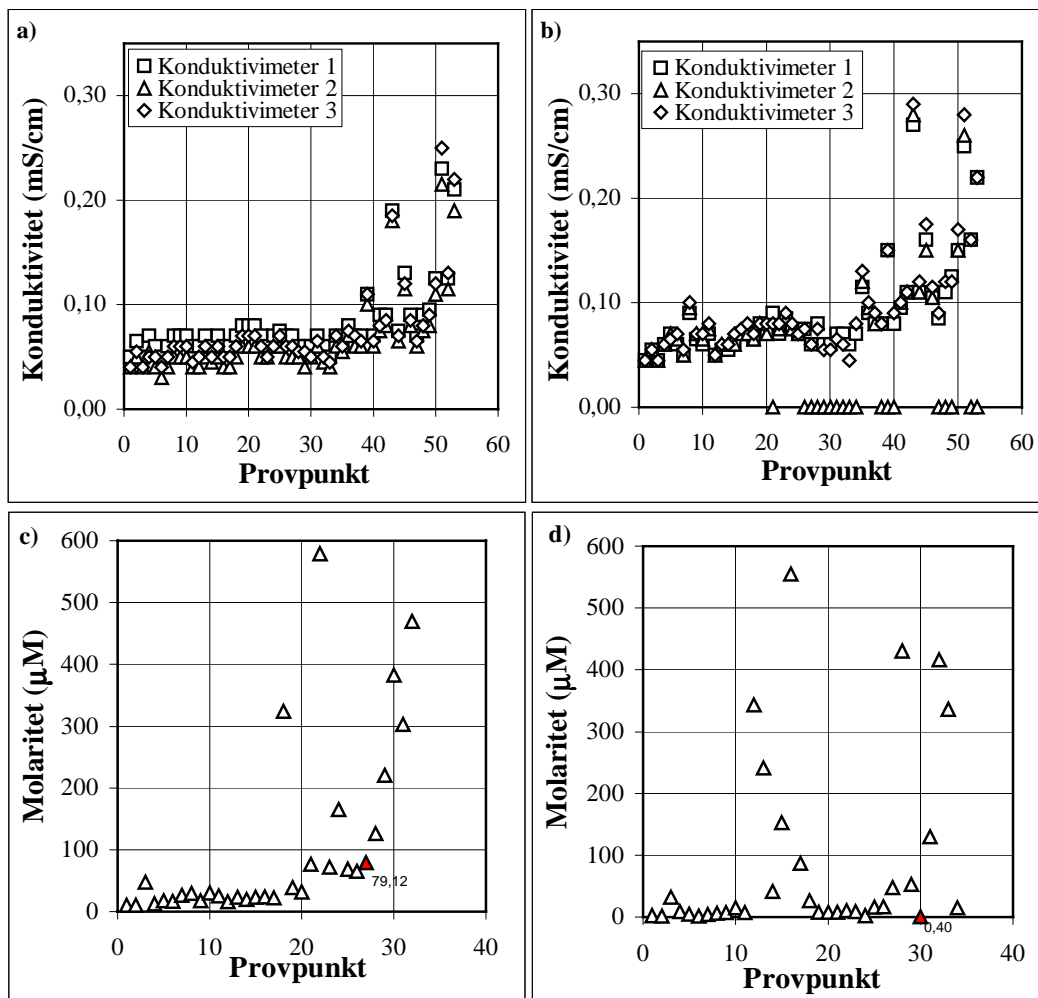
$$y = \alpha + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_k x_k + \varepsilon \quad (3.)$$

Där $\alpha, \beta_1 \dots \beta_k$ är regressionskoefficienter vilka skattas enligt minsta-kvadrat-metoden och ε är felterm dvs variationen i y som inte förklaras av ekvationen. För att genomföra regressionsanalys krävs att de ingående variablerna är oberoende och normalfördelade (Anderson et al., 1984).

8.2 Preliminär analys

Genom en preliminär analys där man deskriptivt analyserar sin data så kan man oftast få en god överblick och lättare välja vilken typ av statistisk metod man senare kommer att använda för att testa en eller flera hypoteser. Dessutom kan man genom spridningsdiagram lokalisera observationer i datamaterialet som avviker extremt från de övriga (sk outliers). Om man senare skall utföra tester som kräver normalfördelning så är också brukligt att man även testat detta.

De stickprov som deltog i den preliminära analysen var konduktivitetmätningar från de tre konduktivimetrarna (6 stickprov) samt laboratorieanalyser på NO_3^- för respektive månad (2 stickprov). I figur 6a-d är rådata för samtliga stickprov plottade. Observation #30 i maj ströks ur analysen eftersom den ansågs ha fått ett felaktigt indata-värde från laboratorieanalysen ($79.12 \mu\text{M}$ i mars och $0.40 \mu\text{M}$ i maj).



Figur 6. Samtliga stickprov på konduktivitet (mS/cm) och NO_3^- (μM). Data är inte processad, dvs inte temperaturnormaliserad eller logtransformerad. Ordningsföljden är heller inte helt identisk mellan fältmätningarna eftersom provtagningsrundorna utföll olika vid de två fältmätningarna. **a)** Tre stickprov för konduktivitet i mars ($n_1, n_2, n_3=53$). **b)** Tre stickprov för konduktivitet i maj ($n_1, n_2=53, n_3=35$). **c)** Stickprov av NO_3^- i mars ($n=32$). **d)** Stickprov av NO_3^- i maj ($n=34$). Observera markerad provpunkt (#27 i c) samt motsvarande provpunktsobservation i maj (#30 i d, också markerad). Observationen i maj ströks ur datamaterialet som orimligt och felaktigt värde.

Anderson-Darlings normalitetstest (Minitab Inc., 1998) visade att varken stickproven av konduktivitet eller NO_3^- följde strikt normalfördelning. Därför så log transformerades samtliga stickprov. Log transformering medför också att man kan bestämma medelvärde och standardavvikelse på sina populationer (Shaw & Wheeler, 1994).

Regressionsanalys förutsätter normalt parvisa observationer av individer. Eftersom det fanns tre stickprov av konduktans från vardera fältmätning så fanns det valmöjlighet att antingen medelvärdesbilda individer mellan stickprov och få ett gemensamt stickprov eller att använda sig av ett eller flera stickprov var för sig. Fördelen med att medelvärdesbilda är att man får mindre data att arbeta med. En negativ effekt av medelvärdesbildning eller aggregering är att korrelationskoefficienten beräknas på grupper av individer (medelvärden, summor, procenttal eller dylikt) istället för enskilda individer vilket innebär att det kan ske en utjämnande effekt av variationen. När korrelationskoefficienten beräknas på grupper av individer använder man benämningen ekologisk regression. En vanlig effekt av ekologisk regression är att korrelationskoefficienten blir överskattad jämfört med den verkliga korrelationen (Körner & Wahlgren, 1996).

Möjligheten att medelvärdesbilda observationer mellan stickprov undersöktes genom att testa om variansen inom och mellan stickproven av konduktivitet inom respektive fältmätning var signifikant skilda åt, detta enligt en metod som kallas ensidig variansanalys med k-stickprov (Körner, 1987). En bedömning gjordes att om testen visade på att variansen mellan och inom stickproven inte var signifikant åtskilda så skulle medelvärdesbildning genomföras och användas i regressionsanalysen utan att man skulle överskatta korrelationskoefficienten något nämnvärt. Bedömningen styrktes av det faktum att konduktivitetmätningarna var utförda vid samma tidpunkt och plats.

Vid ensidig variansanalys med k-stickprov beräknas den oförklarade variansen, även kallat variansen inom stickprovet (s_w^2), enligt (Shaw & Wheeler, 1994)

$$s_w^2 = \frac{\sum_{j=1}^k \sum_{i=1}^j (X_{ij} - \bar{X}_j)^2}{n - k} \quad (4.)$$

där \bar{X}_j är stickprovets medelvärde, k är antalet stickprov och X_{ij} är individerna inom stickprovet. Variansen mellan stickproven (s_b^2) eller den förklarade variansen beräknas enligt (Shaw & Wheeler, 1994)

$$s_b^2 = \frac{\sum_{j=1}^k n_j (\bar{X}_j - \bar{X}_t)^2}{k - 1} \quad (5.)$$

där \bar{X}_t är samtliga stickprovs gemensamma medelvärde och n_j antalet individer inom varje grupp.

Slutligen beräknas F-värdet genom att dividera förklarad varians med oförklarad varians. F-värdet testas därefter mot ett kritiskt värde som fås ur statistiska tabell. Om F-värdet är större än kritiskt värde förkastas H_0 . Man kan också använda sig av andra testmetoder vilka ger ekvivalent resultat.

De log transformerade stickproven användes eftersom data helst skall vara normalfördelad. De saknade individer i maj interpolerades fram (15 stycken).

$H_0 : \mu_i = \mu$, ingen skillnad finns mellan stickproven i grupperna.

$H_1 : \mu_i \neq \mu$ för åtminstone något i , skillnad finns mellan stickproven i grupperna.

$\alpha = 0.05$

$F_{0.05}(2, 29) \approx 3.33 > F_{\text{mars}} = 1.71$, $n_1, n_2, n_3 = 32$, $p = 0.186$

$F_{0.05}(2, 31) \approx 3.30 > F_{\text{maj}} = 0.02$, $n_1, n_2, n_3 = 34$, $p = 0.979$

H_0 accepteras i båda fallen, ingen statistiskt signifikant skillnad finns mellan eller inom stickproven av konduktivitet varken i mars eller maj på 95%-nivån.

Därmed accepteras också bedömningen att använda medelvärdesbildade stickprov för regressionsanalysen. Anderson-Darlings normalitetstest utfördes på de sammanslagna stickproven för konduktivitet och det kunde därefter konstateras att samtliga variabler följer normalfördelning på minst 95%-nivån efter logtransformering (tabell 3). Slutligen Z-standardiserades de stickprov som skulle användas för regressionsanalys, enligt (Körner, 1986)

$$Z = \frac{\bar{X} - \mu}{s / \sqrt{n}} \quad (6.)$$

Efter logtransformering och Z-standardisering är samtliga variabler approximativt normalfördelade (Nf) med medelvärdet 0 och standardavvikelsen, $s = 1$.

Tabell 3. P-värden vid Anderson-Darlings normalitetstest av stickproven. P-värde på $<0.05 =$ signifikans på 95%-nivån.

Variabel	p-värde	n	signifikant normalfördelade
Konduktivitet(mars)	0.004	32	ja
NO3-prov(mars)	0.007	32	ja
Konduktivitet(maj)	0.025	33	ja
NO3-prov(maj)	0.044	33	ja

8.3 Enkel linjär regressionsanalys

Efter att man säkerställt att data är korrekt kan man påbörja den egentliga statistiska analysen. Enkel linjär regression utfördes mellan konduktivitet (som beroende, y) och NO_3^- (som oberoende, x) för varje fältmätning samt en för samtliga parvisa observationer (mars + maj).

Modell för enkel linjär regressionsanalys (efter ekvation 3): $y_i = bx_i + a + \epsilon_i$

Där b beräknas enligt

$$b = \frac{\sum (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sum (x_i - \bar{x})^2} \quad (7.)$$

och a enligt

$$a = \bar{y} - b\bar{x} \quad (8.)$$

”Korrelationskoefficienten är ett normerat mått på den linjära anpassningens styrka och möjliggör därför meningsfulla jämförelser av helt skilda material.” (Andersson et al., 1984)

Korrelationskoefficienten r , definieras enligt (Körner, 1986)

$$r = \frac{\sum (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum (x_i - \bar{x})^2 \sum (y_i - \bar{y})^2}} \quad (9.)$$

Antaganden för samtliga regressionsanalyser:

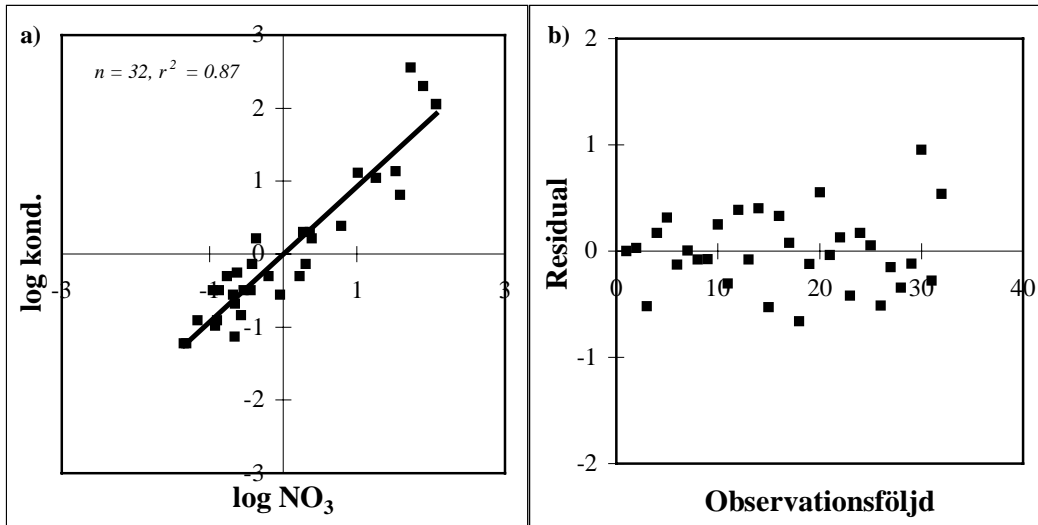
- 1) Att a och b i den anpassade regressionslinjen är väntevärdesriktiga skattningar av α och β (Andersson et al., 1984).
- 2) Att variansen (ϵ_i) = σ_e^2 , dvs variationen kring linjen är Nf och med samma varians (Andersson et al., 1984).
- 3) Att sambandet kan förklaras enligt $(x \rightarrow y) \leftarrow z$, där x är NO_3^- , y konduktivitet och z en eller flera okända variabler (Körner & Wahlgren, 1996).

$H_0 : \beta = 0$ Det finns inget samband mellan konduktivitet och NO_3^- i vatten.

$H_1 : \beta \neq 0$ Det finns ett samband mellan konduktivitet och NO_3^- i vatten.

Test av kritiskt värde sker med F-test. Samma formler (ekvation 4 och 5) som för den ensidiga variansanalysen i föregående delkapitel kan användas vid beräkning av observerat och kritiskt F-värde.

Regressionsanalys 1 – mars:



Figur 7. a) Regressionsplot på konduktivitet och NO₃⁻, fältmätning mars. Variablerna är log transformerade och Z-standardiserade (n=32). b) Residualer plottade mot observationsföljd, fältmätning mars.

Tabell 4. ANOVA-tabell för fältmätningen i mars mellan konduktivitet och NO₃⁻.

	DF	SS	MS	F	P
Regression	1	26.983	26.9983	201.7	0.000
Residual Error	30	4.013	0.134		
Total	31	30.996			

$$n = 32, r = 0.93, r^2 = 0.87$$

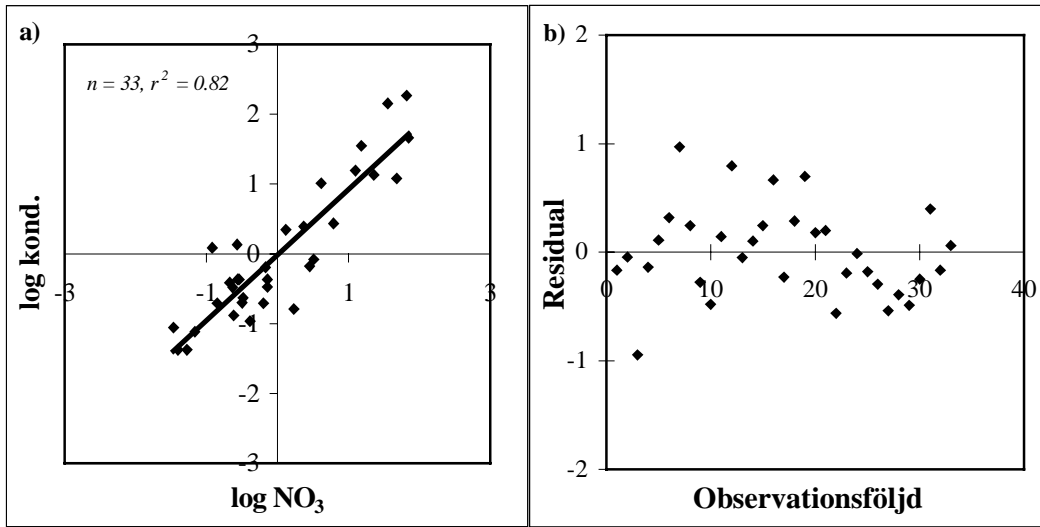
$$y = 0.937 * x - 0.0001$$

$$\alpha = 0.05$$

$$F_{0.05}(1,30) = 4.17 < F = 201.7$$

H₀ förkastas; det finns ett statistiskt signifikant samband där r = 0.93, mellan konduktivitet och NO₃⁻ i vatten på 95%-nivån.

Regressionsanalys 2 – maj:



Figur 8. a) Regressionsplot på konduktivitet och NO₃⁻, fältmätning maj. Variablerna är log transformerade och Z-standardiserade (n=33). b) Residualer plottad mot observationsföljd, fältmätning maj.

Tabell 5. ANOVA-tabell för fältmätningen i maj mellan konduktivitet och NO₃⁻.

	DF	SS	MS	F	p
Regression	1	24.981	24.981	137.93	0.000
Residual Error	31	5.614	0.181		
Total	32	30.595			

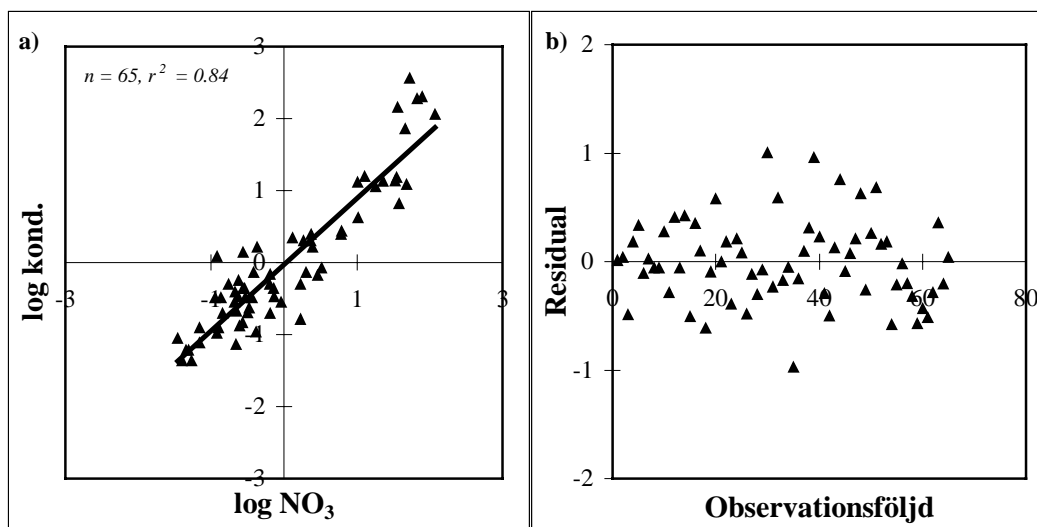
$$n = 33, r = 0.91, r^2 = 0.82 \quad y = 0.901 * x - 0.0556$$

$$\alpha = 0.05$$

$$F_{0.05}(1,31) = 4.15 < F = 137.93$$

H₀ förkastas; det finns ett statistiskt signifikant samband där r = 0.91, mellan konduktivitet och NO₃⁻ i vatten på 95%-nivån.

Regressionsanalys 3 – gemensam mars + maj:



Figur 9. a) Regressionsplot på konduktivitet och NO₃⁻, gemensam regression. Variablerna är log transformerade och Z-standardiserade (n=65). **b)** Residualer plottade mot observationsföljd, gemensam regression.

Tabell 6. ANOVA-tabell för samtliga värden av konduktivitet och NO₃⁻.

	DF	SS	MS	F	p
Regression	1	51.928	51.928	337.31	0.000
Residual Error	63	9.699	0.154		
Total	64	61.626			

$$n = 65, r = 0.92, r^2 = 0.84 \quad y = 0.919 * x + 0.0284$$

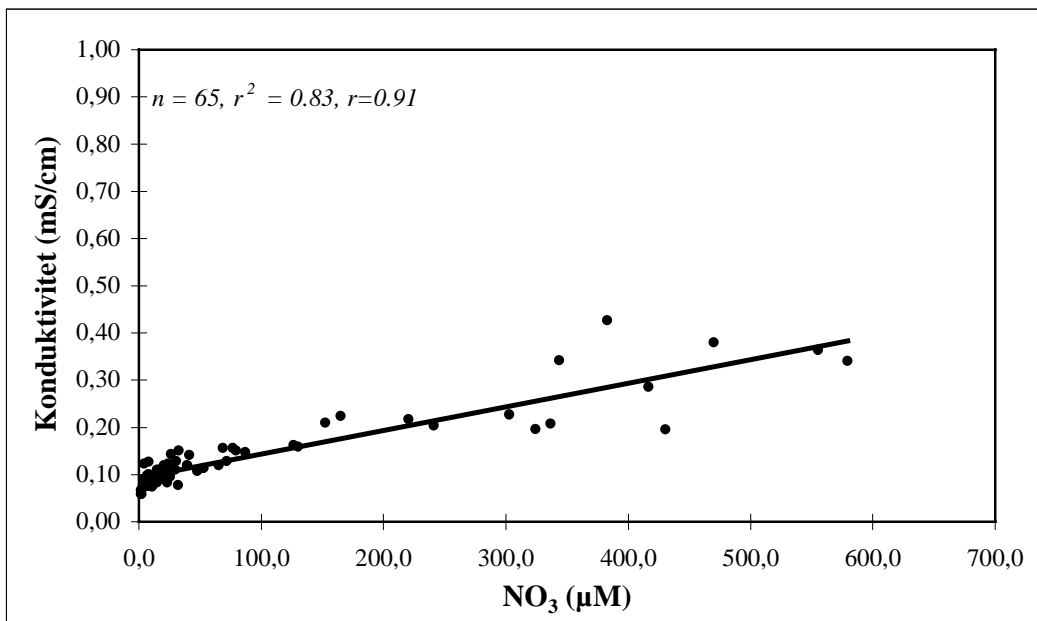
$$\alpha = 0.05$$

$$F_{0.05}(1,63) = 3.98 < F = 337.31$$

H₀ förkastas; det finns ett statistiskt signifikant samband där $r = 0.92$, mellan konduktivitet och NO₃⁻ i vatten på 95%-nivån.

Regressionsanalys 4 – Gemensam mars + maj (temperaturnormaliserad):

Eftersom samtliga regressionsanalyser gav väldigt starka signifikanta samband genomförs en regressionsanalys på rådata för de gemensamma stickproven mars+maj (figur 10). Skillnaden mellan denna och de tidigare är att den inte har stickprov som är strikt Nf men ger resultat som är lättare att tolka. Konduktiviteten är temperaturnormaliserad.



Figur 10. Regressionsdiagram för temperaturnormaliserad konduktivitet och NO_3^- .

Tabell 7. ANOVA-tabell för den gemensamma regressionen (4) med rådata-värden.

	DF	SS	MS	F	p
Regression	1	0.35429	0.35429	317.36	0.000
Residual Error	63	0.07033	0.00112		
Total	64	0.42462			

$$n = 65, r = 0.91, r^2 = 0.83 \quad y = 0.000501 * x + 0.0937$$

$$F_{0.05}(1,63) = 3.98 < F = 317.36$$

H_0 förkastas; det finns ett statistiskt signifikant samband där $r = 0.91$, mellan konduktivitet och NO_3^- i vatten på 95%-nivån. Det linjära sambandet förklarar 83% av den totala variationen mellan de två variablerna ($r^2 = 0.83$).

Vändning av x och y:

Felterm (ϵ_i) antas endast existera i den beroende variabeln (y, konduktivitet) (Williams, 1984 refererad i Pilesjö, 1992). Den oberoende variabeln, x_{NO_3} kan lösas ut ur ekvation 10 (ekvation 11). Skattningar av x_{NO_3} kan göras.

$$y_{\text{KOND}} = 0.000501 * x_{\text{NO}_3} + 0.0937 \quad (10.)$$

$$x_{\text{NO}_3} = (y_{\text{KOND}} - 0.0937) / 0.000501 \quad (11.)$$

Tolkning av regressionskoefficienten (β); Konduktiviteten ökar i genomsnitt med 0.05 mS/cm om NO_3^- molariteten ökar med 100 μM .

Residualanalys:

Samtliga beräknade regressionsmodeller 1 - 4 har residualer (figur 7-9,b)) där den linjära modellen kan accepteras. Spridningen kring linjen kan också anses som konstant vilket uppfyller $V(\varepsilon_i) = \sigma_e^2$ (Andersson et al., 1984).

Residualstandardavvikelsen är de enskilda observationernas standardavvikelse från regressionslinjen, och som är ett mått på spridningen kring regressionslinjen (Körner & Wahlgren, 1996). Residualstandardavvikelsen (s_e) kan beräknas enligt (Körner, 1986)

$$s_e = \sqrt{\frac{(n-1) * s_y^2 * (1-r^2)}{n-2}} \quad (12.)$$

där s_y är standardavvikelsen för y , och r korrelationskoefficienten. Eller genom kvadrering av s_e^2 (residualfelets medelkvadratsumma (MS_e)), vilken kan erhållas direkt ur tabell 7.

$$s_e^2 = 0.00112$$

$$s_e = \sqrt{0.00112} = 0.03341$$

Ovanstående visar att standardavvikelsen för residualerna i stickproven eller med andra ord den genomsnittliga avvikelsen i lodrät led är 0.033 mS/cm från den teoretiska regressionslinjen. Detta kan användas som ännu ett mått på hur väl anpassat valet av regressionstyp (linjär) är till datamaterialet (Andersson et al., 1984), eftersom om $s_e = 0 \leftrightarrow r = 1$, och att samtliga observationer ligger på regressionslinjen (Körner & Wahlgren, 1996).

Konfidensintervall (KI) för β i regressionsanalys 4:

95% KI för regressionskoefficienten β beräknas enligt (Körner, 1986)

$$b \pm t \sqrt{\frac{s_e^2}{\sum (x_i - \bar{x})^2}} \quad (13.)$$

$$0.000501 \pm 1.96 \sqrt{0.00112/1409310} \Rightarrow 95\% \text{ KI för } \beta = 0.000501 \pm 0.0000553$$

Tolkning av konfidensintervallet; Om NO_3^- molariteten (μM) ökar med 1000 kommer konduktiviteten med 95% ig säkerhet att öka med 0.5 ± 0.06 mS/cm.

9 Resultat – GIS

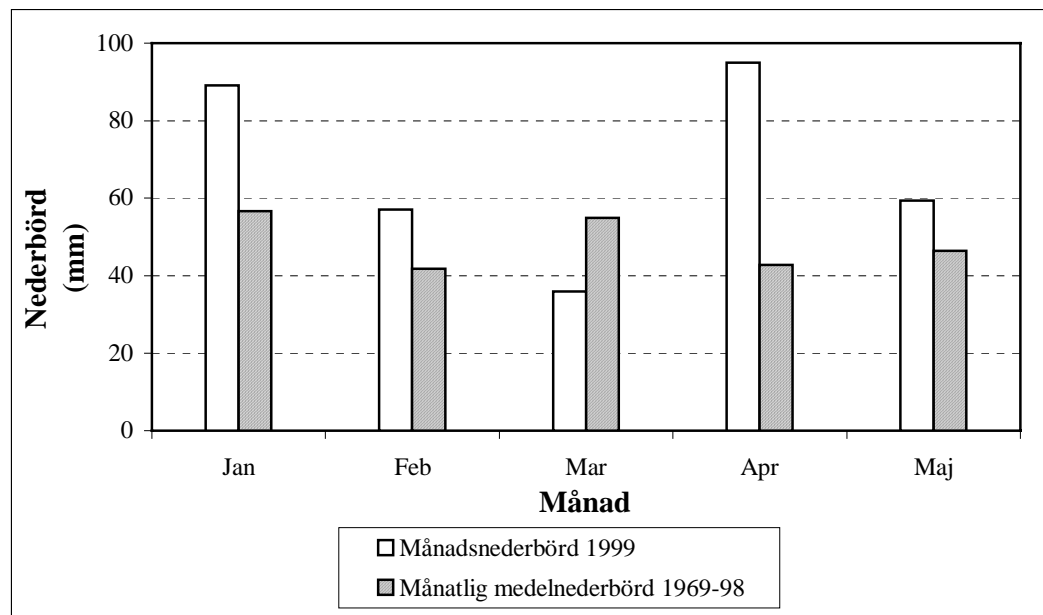
9.1 Jämförelsestudie av nederbörd

Inga större dygnsnederbördsmängder uppmättes av klimatstationen i Genevad under veckan innan samt under respektive fältbesök, 11-12 mars och 26-28 maj (tabell 8).

Tabell 8. Nederbördsdata från Genevads klimatstation. Fältmätningdagarna är fetmarkerade.

Datum	4/3	5/3	6/3	7/3	8/3	9/3	10/3	11/3	12/3	
Nederbörd (mm)	3.5	0.0	2.9	4.8	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	
Datum	19/5	20/5	21/5	22/5	23/5	24/5	25/5	26/5	27/5	28/5
Nederbörd (mm)	0	0	0.7	6.3	0.5	1.3	2.7	0	0	0.5

Den 28/5 föll det visserligen nederbörd i området (0.5mm) men samtliga prover i vattendragen hade redan tagits under 26-27/5. Om man jämför aktuell och normal månadsnederbörd har området genomgående haft en högre nederbörd än normalt (figur 10). April hade mer än dubbelt (>100%) så mycket nederbörd än genomsnittet. De övriga månadernas avvikelser från genomsnittet var mellan 10-30%.



Figur 11. Månadsnederbörd, perioden jan – maj för aktuell mätperiod samt normal månatlig medelnederbörd, medelvärdesbildad för tidsperioden 1969-98.

9.2 Hydrologi och topografi

Det studerade dräneringsområdet delades in i 4 olika deldräneringsområden (appendix III), enligt metod som beskrivs i kapitel 7.3. Dessa är Alsövsåns (A, 67.7 km²), Brostopaåns (B, 80.6 km²), Vessingeåns (C, 52.9 km²) samt den gemensamma delen vid Genevadsmotet (D, 1.4 km²). Förekomsten av sjöar är liten och endast 2.3 km² (1.1 %) är sjöytetäckt inom det gemensamma dräneringsområdet. Merparten av sjöarna återfinns i deldräneringsområde A (~70% av den totala sjöytan). Vattendragens längd mellan källa till utlopp ut ur deldräneringsområdet har beräknats till 25 km (A), 30 km (B) respektive 23 km (C). Höjdskillnaderna inom varje deldräneringsområde är högst för deldräneringsområde A och B med en höjdskillnad från källa till utlopp på 150-175 meter.

9.3 Jordart

Den vanligast förekommande jordarten totalt sett inom dräneringsområdet är krosstensgrus (60%) följt av åkerler (16%) (tabell 9). Fördelningen av jordart varierar mycket mellan de tre deldräneringsområdena (tabell 9 och karta i appendix IV). Störst förekomst av varvig ler finns i södra delen av deldräneringsområde A. I detta deldräneringsområde finns det också rikligt med rullstensgrus vilken täcker båda sidor om Alsövsåns dalgång. Det finns mest torvdy i deldräneringsområde B, framförallt i de allra nordostliga delarna. I deldräneringsområde C är åkerler och krosstensgrus de mest utbredda jordarterna. Normalt så förekommer krosstensgrus i de skogsbevuxna nordostliga delarna medan åkerler alt. varvig ler förekommer i de sydvästliga jordbruksområdena. Gnejs förekommer i mycket liten omfattning inom alla tre områden. Någon utvärdering av jordartskartan gjordes inte p g a resursbrist.

Tabell 9. Jordartsfördelning över deldräneringsområdena A-D i km². Inom parantes andel i procent av jordartsklass.

	A		B		C		D		Total Area (km ²)
	Area (km ²)	Andel (%)	Area (km ²)	Andel (%)	Area (km ²)	Andel (%)	Area (km ²)	Andel (%)	
Åkerler	8.4	(12.5)	4.3	(5.4)	18.3	(34.6)	0.4	(27.0)	31.5
Varvig ler	7.8	(11.5)	2.5	(3.1)	1.1	(2.0)	1.0	(73.0)	12.4
Krosstensgrus	34.7	(51.2)	58.4	(72.4)	27.8	(52.6)	0.0	(0.0)	120.9
Rullstensgrus	13.5	(19.9)	3.9	(4.9)	3.5	(6.6)	0.0	(0.0)	20.9
Torvdy	2.9	(4.3)	10.8	(13.3)	1.8	(3.4)	0.0	(0.0)	15.4
Gnejs	0.4	(0.6)	0.7	(0.9)	0.4	(0.8)	0.0	(0.0)	1.5
Total	67.7	(100.0)	80.6	(100.0)	52.9	(100.0)	1.4	(100.0)	202.5

9.4 Markanvändning

Större delen av barrskogen finns i deldräneringsområde A och B medan lövskogens areal motsvarar halva skogsarealen i C (tabell 10 och karta i appendix V). Mest våtmark återfinns i område B och mest kalhygge finns i område A.

Tabell 10. Markanvändningsfördelning över deldräneringsområdena A-D i km², inom parantes andel i procent av markanvändningsklass.

	A		B		C		D		Total
	Area (km ²)	Andel (%)	Area (km ²)	Andel (%)	Area (km ²)	Andel (%)	Area (km ²)	Andel (%)	Area (km ²)
Öppen mark	19.9	(29.4)	14.8	(18.4)	24.4	(46.3)	1.3	(89.7)	60.5
Barrskog	32.2	(47.6)	34.8	(43.2)	15.2	(28.7)	0.0	(0.0)	82.1
Lövskog	10.2	(15.1)	20.1	(24.9)	11.7	(22.1)	0.1	(6.5)	42.1
Våtmark	0.9	(1.3)	9.4	(11.7)	0.2	(0.5)	0.0	(0.0)	10.5
Kalhygge	2.8	(4.1)	1.1	(1.4)	0.6	(1.2)	0.0	(0.0)	4.5
Bebyggelse	0.1	(0.1)	0.0	(0.0)	0.4	(0.7)	0.1	(3.6)	0.5
Sjö	1.6	(2.3)	0.4	(0.5)	0.3	(0.6)	0.0	(0.2)	2.3
Total	67.7	(100.0)	80.6	(100.0)	52.8	(100.0)	1.4	(100.0)	202.5

Resultatet från utvärderingen av markanvändningskartan tyder på en hög tolkningsnoggrannhet (tabell 11.). Totalnoggrannheten för samtliga markanvändningsklasser uppgår till 82.5%. Objektsnoggrannheten (sannolikheten att kartan överensstämmer med verkligheten) antar värden mellan 75.0-91.4%. Klassningsnoggrannheten (sannolikheten att verkligheten blivit rätt på kartan) antar värden mellan 56.7-94.4%. Öppen mark är enligt utvärderingsmatrisen mest rätt klassat medan sankmark är den markanvändningsklass som har lägst sannolikhet att bli rätt klassad (klassningsnoggrannhet = 56.7%). Markanvändningsklasserna sjö och bebyggelse utvärderades inte eftersom de är produkter av digitalisering från Gröna kartan och inte resultat från flygbildstolkning (kapitel 7.6), samt att det var svårt att samla utvärderingspunkter för dem under gällande tidsramar.

Tabell 11. Utvärderingsmatris av markanvändningskartan (n=400).

		Observerad						
Tolkad	Markanvändningsklass	Öppen mark	Lövskog	Barrskog	Sankmark	Kalhygge	Kartdatapunkter	Objektsnoggrannhet
		Öppen mark	85	8	-	-	-	93
	Lövskog	5	69	16	-	-	90	76.7
	Barrskog	-	8	111	2	7	128	86.7
	Sankmark	-	-	4	17		21	81.0
	Kalhygge	-	-	6	11	51	68	75.0
	Fältdatapunkter	90	85	137	30	58	400	
	Klassningsnoggrannhet	94.4	81.2	81.0	56.7	87.9		
	Totalnoggrannhet	-	-	-	-	-	82.5	

9.5 Subdräneringsindelning och klusterbildning

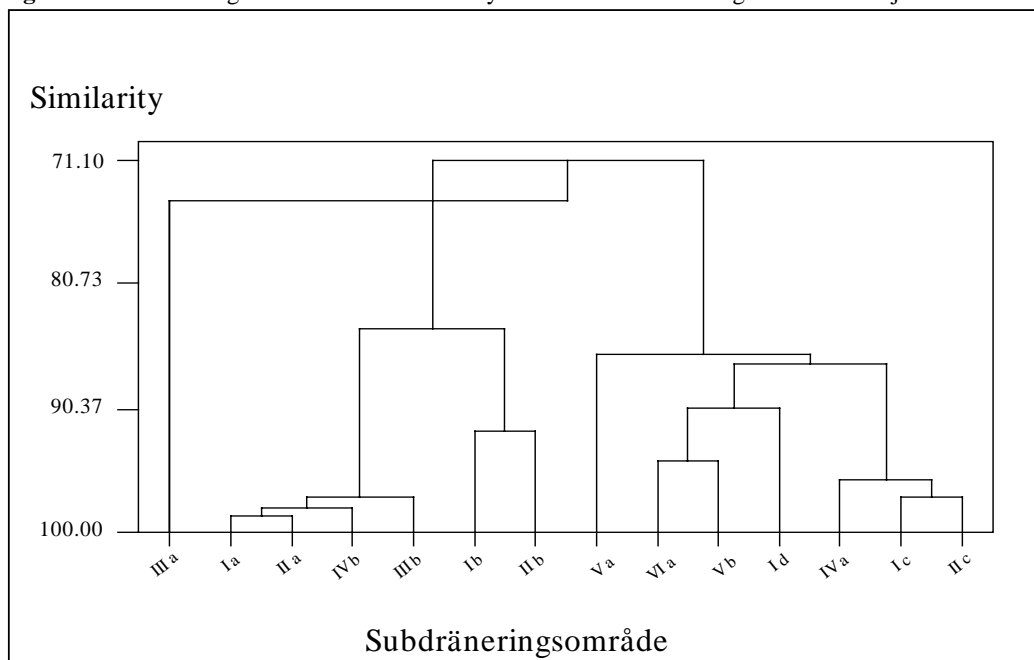
Dräneringsområde som mynnar ut genom provpunkt, för vilken värden på konduktivitet och NO_3 -prov har mätts och tagits vid båda fältmätningar, definierar subdräneringsområde (karta i appendix VI). Undantagsfall är subdräneringsområde VI a. vars mätvärde för NO_3 -halt i maj ströks ur undersökningen som felaktigt (se kapitel 8.2) och därför bara har ett värde på NO_3^- .

Klusteranalys kan användas om man vill finna 'objektiva' grupperingar i ett dataunderlag om n prov med p variabler (Manly, 1994). I detta fall 14 dräneringsområden med 15 variabler. De variabler som ingick var jordart- och markanvändningsfördelning samt standardiserad konduktivitet, dvs variabler som påverkar kväveläckaget. Subdräneringsområden som grupperas inom ett kluster borde ha snarlika värden på kväveläckage, något som skall undersökas och visas senare i detta kapitel. Centroid länkningsmetod användes vid klusterbildningen (Minitab Inc., 1998). Klusteranalysen utföll med 3 distinkta grupperingar (tabell 12 och figur 12). Similarity-nivån är den gemensamma korrelationsfaktorn inom klustret.

Tabell 12. Klusterindelning enligt klusteranalys på subdräneringsområden. Similarity-nivån är ett mått på den gemensamma korrelationsfaktorn inom klustret (Minitab Inc., 1998).

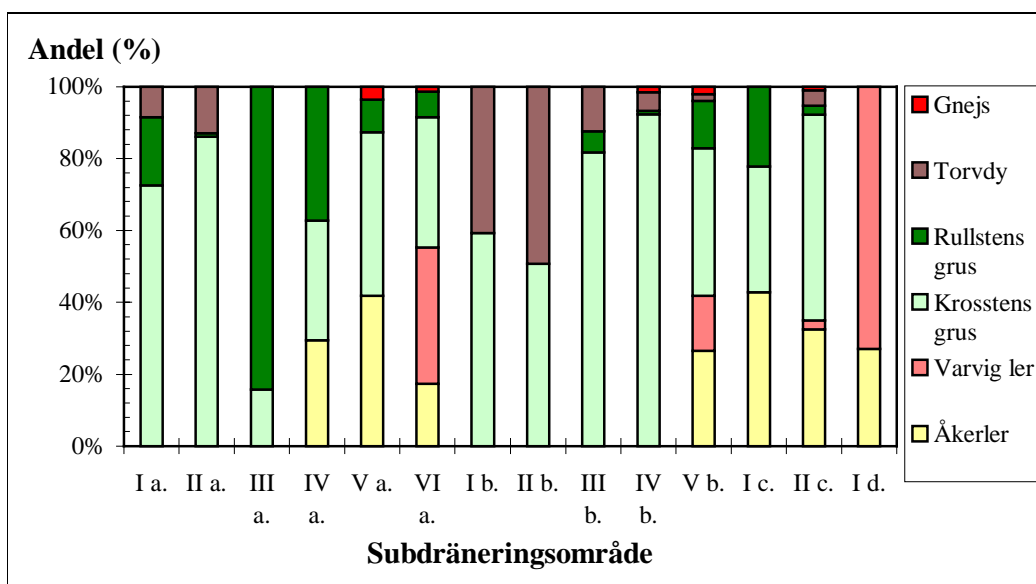
	Subdräneringsområde	Similarity-nivå
Kluster 1	I a. II a. I b. II b. III b. IV b.	84.20
Kluster 2	III a.	-
Kluster 3	IV a. V a. VI a. V b. I c. II c. I d.	86.16

Figur 12. Dendrogram från klusteranalysen av subdräneringsområdenas jordarts- och

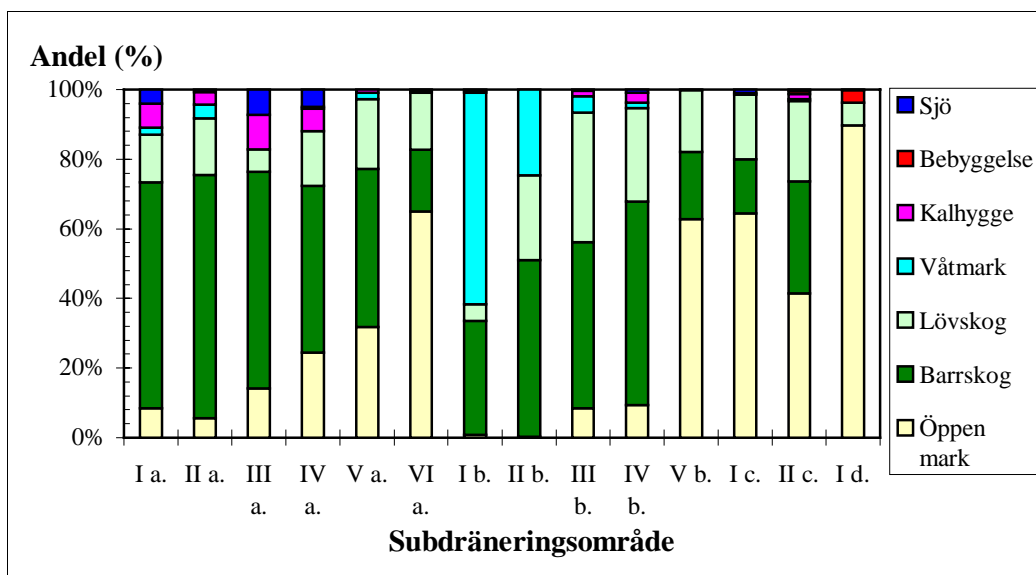


markanvändningsfördelning samt standardiserad konduktivitet med centroid länkningsmetod (Manly, 1994).

Generaliserat kan kluster 1 beskrivas som lågt nitratläckande subdräneringsområden med stora procentandelar barrskog och krosstensgrus och låg konduktivitet (figur 13 och 14). Kluster 2 som visserligen är lågt nitratläckande har också stor procentandel barrskog och låg konduktivitet, men skiljer sig från kluster 1 genom att ha rullstensgrus som dominerande jordart i stället för krosstensgrus. Kluster 3 kännetecknas av subdräneringsområden med hög konduktivitet och öppen mark och högt nitratläckage.



Figur 13. Jordartsfördelningen inom subdräneringsområdena.



Figur 14. Markanvändningsfördelning inom subdräneringsområdena.

9.6 Beräkning av dygnskvävetransport och medelläckage

Dygnskvävetransport från vardera mättillfälle beräknades med utgångspunkt från de flödes- och tvärsnittsareamätningar av vattendragen som gjordes i fält (tabell 13). Eftersom arean för varje område är känd kan också medelläckaget för respektive område och tidpunkt skattas. Den totala kvävetransporten från hela dräneringsområdet var i mars knappt ett ton N/dygn, vilket dock hade sjunkit till lite mer än 300 kg N/dygn i maj. Nästintill samtliga subdräneringsområden har lägre kvävetransporter i maj än i mars. Reduceringen varierar kraftigt mellan de olika områdena. Undantaget är subdräneringsområde V a. och I c. vilka inte har reducerade kvävetransporter i maj utan tvärtom en svag ökning. Till skillnad från kvävetransporten som mäter koncentration i det vatten som passerar provpunkten så ger medelläckaget en mer jämförbar skattning eftersom hänsyn tas till den avvattnade arean. Störst läckage per ytenhet har deldräneringsområde C med 111.2 g N/ha/dygn i mars och 88.5 g N/ha/dygn i maj. Man kan notera ett högt medelläckage från subdräneringsområde IV a. i maj. Mycket låga medelläckage återfinns igen inom de nordostliga skogsområdena (kluster 1). Kluster 2 ligger något högre i medelläckage än dessa men långt ifrån så högt som subdräneringsområdena inom kluster 3. Observera att de sista subdräneringsområden inom respektive deldräneringsområden får samma värden som deldräneringsområdet.

Tabell 13. Den beräknade dygnskvävetransporten från del- och subdräneringsområdena samt det beräknade medelläckaget från vardera område. Observera att vissa deldräneringsområden har samma värden som subdräneringsområdena.

	Kluster tillhörighet	Kvävetransport mars (kg N/dygn)	Kvävetransport maj (kg N/dygn)	Medelläckage mars (g N/ha/dygn)	Medelläckage maj (g N/ha/dygn)
Total (D)		922.2	317.6	45.5	15.7
A		242.6	x	35.8	x
B		207.6	88.2	25.8	10.9
C		587.3	467.3	111.2	88.5
I a.	1	5.3	1.5	5.7	1.6
II a.	1	2.6	1.0	1.6	0.6
III a.	2	5.7	2.8	9.2	4.5
IV a.	3	100.3	57.9	82.0	47.3
V a.	3	27.5	31.3	90.1	102.6
VI a.	3	242.6	x	35.8	x
I b.	1	5.2	0.2	4.4	0.2
II b.	1	0.6	0.1	2.4	0.2
III b.	1	19.3	2.9	7.6	1.2
IV b.	1	20.4	4.9	8.3	2.0
V b.	3	207.6	88.2	25.8	10.9
I c.	3	80.6	85.5	73.0	77.4
II c.	3	587.3	467.3	111.2	88.5
I d.	3	922.2	317.6	45.5	15.7

Ur datamaterialet valdes åtta subdräneringsområden för skattning av areell nitratläckagekoefficient. Därefter skattades NO_3^- -halten i vattendragen (mg/l) med ekvation 11 i kapitel 8.3 samt därefter beräknas areell kväveläckagekoefficient (kg N/ha/år) för vardera subdräneringsområde och från vardera fältmätning (tabell 14). De skattade värdena skiljer sig ibland markant ifrån det observerade (Mars III a. och Maj V a.). För de andra subdräneringsområdena erhåller man bättre skattade värden. Tabell 14 visar att man har ett årligt kväveläckage på mellan >0-3 kg N/ha/år för subdräneringsområden inom kluster 1, 1-8 kg N/ha/år för kluster 2 och 20-40 kg N/ha/år för subdräneringsområden inom kluster 3.

Tabell 14. Observerade (obs.) och skattade (skatt.) värden av konduktivitet (mS/cm), NO_3^- -halt (mg/l) och kväveläckage (kg N/ha/år) för åtta subdräneringsområden. Om skattad nitrathalt är <0.04 mg/l så har 0.02 mg/l använts som inputvärde för kväveläckageberäkningen.

Subdrän.- område	Konduktivitet (mS/cm)		NO_3^- (mg/l)				Kväveläckage (kg N/ha/år)			
	Mars (obs.)	Maj (obs.)	Mars (obs.)	Mars (skatt.)	Maj (obs.)	Mars (skatt.)	Mars (obs.)	Mars (skatt.)	Maj (obs.)	Maj (skatt.)
I a.	0.11	0.10	0.36	0.47	0.11	0.11	2	3	1	1
II a.	0.10	0.10	0.23	0.21	0.11	0.20	1	1	>0-1	>0-1
III a.	0.12	0.10	0.33	0.81	0.23	0.11	3	8	2	1
V a.	0.20	0.20	4.54	2.87	6.03	2.83	33	21	37	18
I b.	0.08	0.06	0.15	<0.04	0.03	<0.04	2	>0-1	>0-1	>0-1
II b.	0.08	0.06	0.14	<0.04	0.02	<0.04	1	>0-1	>0-1	>0-1
IV b.	0.13	0.11	0.43	0.98	0.21	0.47	3	7	1	2
I c.	0.23	0.21	4.24	3.72	4.71	3.20	27	23	28	19

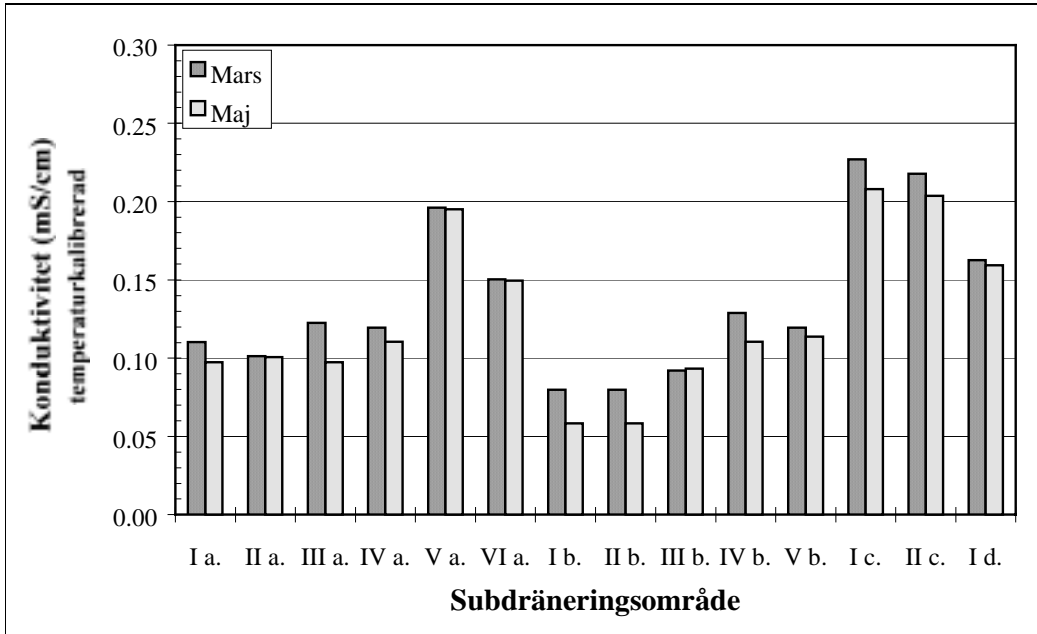
9.7 Förändringsstudie av kväveläckage mellan mars och maj

Vid parvis jämförelse av provpunkternas mätbara variabler mellan fältmätningen i mars och maj så kunde man finna att samtliga subdräneringsområden uppvisade lägre konduktivitet i maj än i mars (figur 15). Skillnaden var större i områden som hade hög andel av sjö och våtmark, medan motsatsen rådde i områden med hög andel öppen mark.

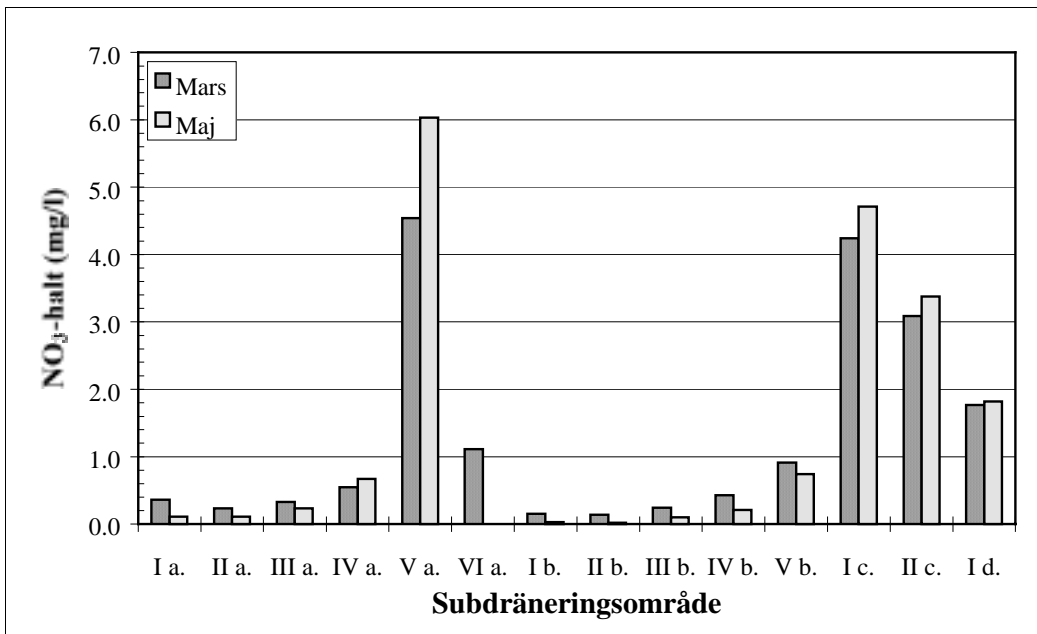
Nitrathalten i ytvattnet sjönk mellan mars och maj för flertalet av subdräneringsområdena, dock ökade den för subdräneringsområden med mestadels höga andelar av jordbruksmark (figur 16). Dräneringsområdets totala förändring beskrivs av subdräneringsområde I d., vilken visar en mycket svag ökning av nitrathalten i det vatten som rinner ut till Laholmsbukten.

Subdräneringsområden med höga andelar skog fick en märkbar höjning av pH i maj jämfört med mars med runt 1 pH-enhet (figur 17). Motsvarande sänkning kunde noteras i områden med öppen mark som dominerande markanvändning.

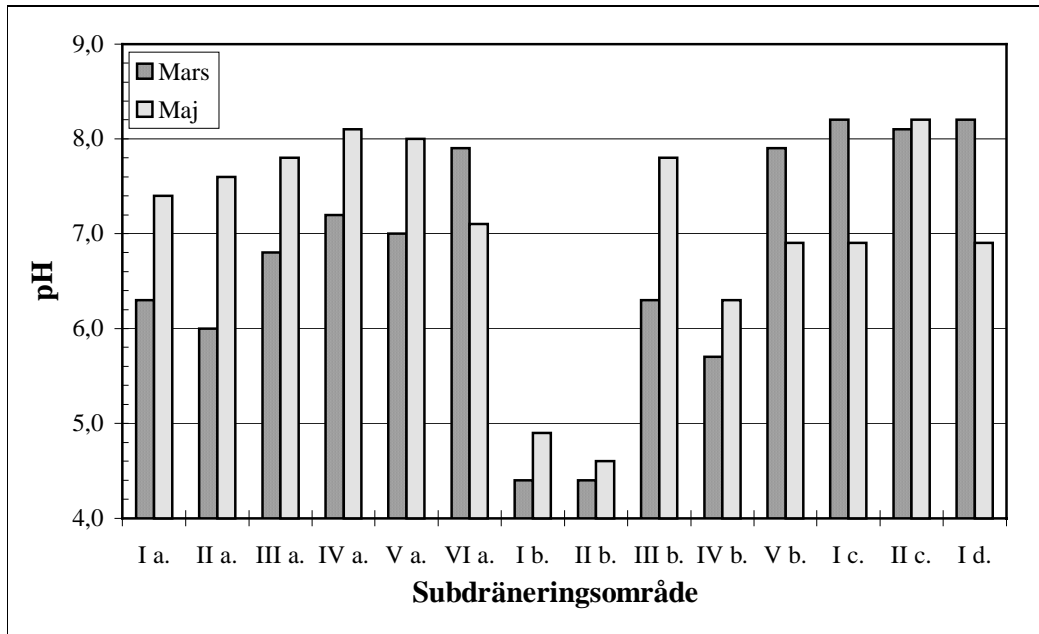
Flödet var som väntat mycket lägre i försommarmånaden maj än under vårsäsongen i mars (figur 18). Det totala flödet i mars från det totala dräneringsområdet var något mer än 6 m³/s vilket hade sänkts till något mer än 2 m³/s i maj.



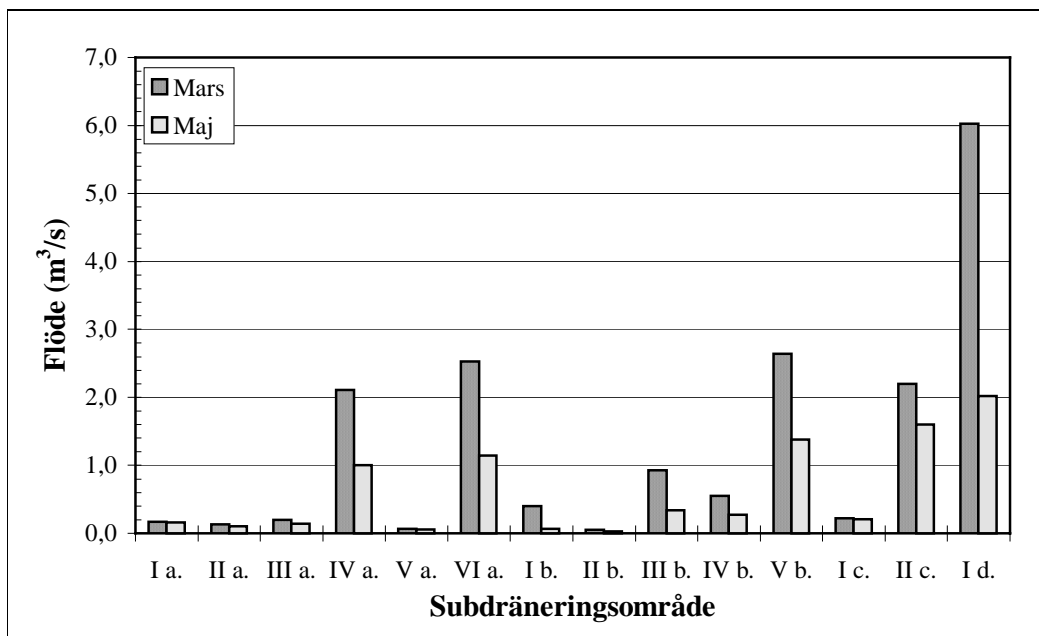
Figur 15. Skillnad i konduktivitet mellan fältmätningarna i mars och maj.



Figur 16. Skillnad i NO₃ mellan fältmätningarna i mars och maj.



Figur 17. Skillnad i pH mellan fältmätningarna i mars och maj.



Figur 18. Skillnad i flöde mellan fältmätningarna i mars och maj.

10 Diskussion

10.1 Inledning

Det finns idag mycket litteratur och rapporter om kvävetts roll i naturen och kväveläckage. Trots detta har jag inte funnit någon rapport med liknande förutsättningar och mål som detta arbete har. Jag har heller inte funnit några liknande försök att undersöka sambandet mellan konduktivitet och nitrathalt. Man kan dock notera att konduktivitet är något man rutinmässigt mäter men som sällan används närmare vid vattenkemiska undersökningar. Anledningen till detta är antagligen att variabeln konduktivitet är väldigt mångfacetterad, då variationen påverkas av flera olika faktorer vilket ofta kan svåriggöra analys. Ofta finner man det kanske svårt att isolera eller urskilja den eftersökta variationen då normalfallet med stor säkerhet inte påvisar samma enkelhet som Genevadsåns dräneringsområde, detta trots att vattenkemin inom sötvattendrag inte är lika komplex som vattenkemin i det fria havet (Brownlow, 1979). Trots att det inte gått att jämföra resultaten med andra undersökningar gör det dem absolut inte mindre intressanta.

10.2 Data och metoder

När beräkningen av dräneringsområdets avgränsningar genomfördes upptäcktes det att den yttersta nordostliga delen av deldräneringsområde B gick kant i kant i 1 km längd med den digitala höjdmodellens högerkant. Ytterligare DEM-sektioner fanns inte att tillgå och ekonomin tillät inte heller att fler kunde köpas in. Detta betyder sannolikt att dräneringsområdet är något större i utbredning än vad som beräknats. Området domineras totalt av Asperammsmossen vilken dräneras i alla väderstreck. Så även med tillgång till DEM är det antagligen svårt att dra en exakt gräns på vattendelaren i ett område så hydrologiskt diffust som en större mossmark borde vara. Med stöd av Gröna kartan i pappersformat gjordes ett försök till att skatta arean av detta missade område. Dock visade det sig att någon kvalificerad skattning av områdets vattendelargräns inte var möjlig på grund av ovan nämnda resonemang. Något fältbesök kunde inte heller genomföras för att på plats finna och plotta in vattendelaren eftersom detta specifika område är militärt skjutfält och ständigt avlyst. Det eventuella felet i dräneringsområdets area och denna eventuella påverkan på resultatet är därmed okänt.

Det hade varit önskvärt med en nyare jordartskarta och en mer omfattande dokumentation vad gäller jordartsklasserna. Studieområdet ligger inom ett av de få platser i södra Sverige som inte har fått en reviderad och modernare jordartskarta. Gränsdragningen mellan jordarterna är troligen densamma i en nyare variant men med skillnaden att man har en högre klassupplösning och en mer omfattande dokumentation av de olika jordarternas egenskaper.

Att använda sig av flygbilder för att tolka markanvändning där det ställs höga krav på spatial noggrannhet ger förvisso ett bättre resultat än om man skulle använt sig av satellitbilder. Nackdelen med flygbilder är dock att det tar mer tid att förbereda och tolka än satellitbilder, även om man använder sig utav datorstödda tolkningsmetoder.

Den datorstödda tolkningen hade mest problem med att skilja rikligt vegetationsbevuxna åkerfält och lövskog, vilka båda har snarlika spektrala signaturer för de ingående våglängdsbanden. Flygbildens spektrala band är för breda för att den digitala signaturen skall vara tillräckligt separerbar mellan dessa två klasser. Därför gick stor tid åt till att kontrollera och korrigera tolkningsresultatet i efterhand.

Flygbilderna är fyra år gamla och en viss förändring av markanvändningen under de åren är tänkbar. Även om det inte växer upp en skog på så kort tid så kan det ge ett visst upphov till fel. Utvärderingen av markanvändningskartan visade dock på mycket hög total noggrannhet (82.5%). De vanligaste feltolkningarna var där lövskog hade tolkats som barrskog, vilket lätt kan bli fallet om lövskogens kronor är skuggade i flygbilden p g a höjdskillnader i krontaket. Ett annat vanligt fel var att kalhygge hade tolkats som sankmark. Båda klasserna har stora inbördes skillnader i spektral signatur vilket beror på ett flertal faktorer som t ex ålder, vattenhalt och vegetation. Detta kan medföra att områden av sankmark och kalhygge kan ha mindre spektrala skillnader mellan klasserna än inom respektive klass. Dessa klasser var därmed de klasser som datorn hade som svårast att tolka. Att klassindela med ytterligare klasser skulle varit möjligt av en mer erfaren flygbildstolkare men fanns inte anledning till i detta arbete.

Stabiliteten i konduktivimetrarna är okänd. De kalibrerades visserligen två gånger dagligen mot kalibreringsvätska till ett gemensamt värde men en rekommendation skulle nog vara att man kontrollerar och vid behov kalibrerar vid minst vart 4-6 prov. Detta skulle medföra att man får ett ännu bättre underlag för korrigering av eventuell avdrift/störning i efterhand av sina observationer.

På grund av tidsbrist i fält har inte Vessingeåns deldräneringsområde (C) lika många provpunkter som inom de övriga två deldräneringsområdena. Det är också inom detta område som det finns flest provpunkter som inte kom med i undersökningen fast de klarade kriterierna.

10.3 Jämförelsestudie av nederbörd

Ingen större avvikelse i nederbörd från normaltillståndet kunde observeras som skulle kunna ha någon större påverkan för resultatet. Nederbörden var närmast obefintlig under själva fältmätningarna samt tiden direkt innan. Och den låga nederbörd som föll var av ungefär samma mängd i maj som i mars. Den observerade nederbörden i april var visserligen mycket högre än normalt medan de andra månadernas avvikelser ifrån medel inte ger några skäl till större avvikelser i grund- och ytvattnets sammansättning p g a ökad avrinning. Hur stor påverkan april månads höga och avvikande nederbörd har är osäkert.

Troligen har detta tillförda överskott inte någon större påverkan på området eftersom den magasinering förmågan är väldigt låg och dräneringsområdet litet. Huvudsyftet med att kontrollera nederbörden var för att se om det regnade väldigt mycket vid ett av tillfällena och inte vid det andra vilket därmed skulle kunna bidra till att andra grundförutsättningar fanns vid ena mätperioden.

10.4 Statistiska tester och beskrivning av kväveläckage

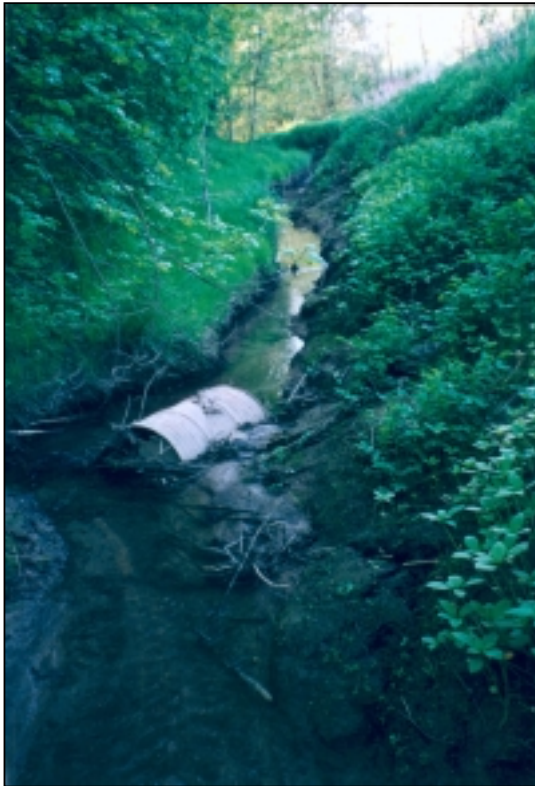
Det är viktigt att man inte ser resultaten från den enkla statistiska modellen som ett likvärdigt förslag gentemot långt mer komplexa deterministiska/stokastiska modeller (SOIL-N, HBV-N och liknande) vilka ger betydligt bättre resultat. Det tillvägagångssätt som denna undersökning använder, bygger helt på att man har ett mycket signifikant starkt samband som beskriver naturens n-dimensionella mekanismer på ett enkelt sätt. Att variationen av konduktivitet skiljer sig från område till område beroende på olika faktorer (se kapitel 7.7) och att det inte är en funktion av enbart nitrathalt är känt. Däremot förkastar detta inte resultatet från den genomförda undersökningen eftersom just i detta område vid de specifika tidpunkterna finns ett signifikant starkt samband mellan konduktivitet och nitrathalt i vattendrag som skulle kunna vara användbart. Men detta betyder inte att så är fallet vid en annan plats eller vid en helt annan tidpunkt utan måste ses som en approximation inom ett intervalls gränser. Det användbara intervallet för skattning av nitrathalt i ytvatten i det här materialet skulle subjektivt valt vara 0.10-0.40 mS/cm. Under 0.10 mS/cm så ger ekvationen negativa värden för NO_3^- och vid högre värden så ökar variationen kring linjen och därmed osäkerheten i skattningen ytterligare än vad som beräknats. Extrapolation skall definitivt undvikas helt.

Många av dagens deterministiska och stokastiska datamodeller av kväveläckage ställer höga krav på ingångsdata, både vad det gäller beskaffenhet och mängd. Det kan också vara så att resultat från modellerna inte förklarar verkligheten tillräckligt bra, om man ser på tids- och ekonomiska aspekter. Därför kan det vara eftersträvanvärt att även ha lågupplösande enkla modeller som kan användas när tillgång på resurser är låg, medveten om nackdelarna med högre grad av osäkerhet i resultatet.

Detta arbete skulle kunna exemplifiera ett av de senare fallen, med reservation för att det inte gått att verifiera resultaten mot andra oberoende undersökningar och över tiden inom undersökningsområdet.

Att detta området ger ett så pass högt samband vid två skilda tidpunkter kan nog tillskrivas avsaknaden av större retentionsområden (sjöar, dammar och våtmarker), de geokemiska förhållandena i de underliggande bergarterna och jordarterna, avsaknaden av punktkällor och att markanvändningen mycket strikt följer jordartens variation. Där det finns lerjordar (varvig ler och åkerler) finns det öppen mark, där det finns moränjordar (krosstensgrus och rullstensgrus) finns det skogsmark. Och det är nog detta som förstärker ett normalt svagt samband då man kan tänka sig att områden med skogsmarker har egenskaper som alla gemensamt bidrar till låga konduktivitetsvärden; litet näringsläckage (N och P), lågt pH och låg alkalinitet (H_2CO_3 och HCO_3^-).

Motsatt förhållande gäller för de områden som har övervägande öppen mark; högt näringsläckage, högt pH och hög alkalinitet. Vattenkemin i ett vattendrag beror primärt på vilken berggrund och jordart som vattnet runnit igenom innan den har hamnat i vattendraget och om det är ytvatten eller grundvatten (Brownlow, 1979).



Figur 19. Provpunkt 51. Bäckan dränerar en större del av Genevads samhälle. (foto: J.Wickberg, maj-99)

Regressionsplottarna (figur 7a, 8a och 9a) visade att de parvisa observationernas residualavvikelse från regressionsekvationens linje inte avviker mer än en standardavvikelse i något av fallen vilket får betecknas som lågt.

Det finns en svag heteroscedasticitet i residualerna (Shaw & Wheeler, 1994) i materialet (figur 10). Man kan också notera att denna induceras av främst två observationer med markant avvikande residualer, nämligen punkt 51 (figur 19) i mars som har en högt negativt avvikande residual och punkt 39 i maj som har en högt positivt avvikande residual. Provpunkternas konduktivitet och nitrahalt är 0.43 mS/cm och 328.8 μM respektive 0.20 mS/cm och 430.5 μM .

Punkt 51 är en provlokal vars dräneringsområde avvattnar ett litet område (3.2 km²) i nära anslutning till Genevad samhälle, mark-användningen är huvudsakligen öppen mark och bebyggelse och jordarten krosstensgrus. Inom området ligger också en av de två plastfabriker som nämndes i kapitel 6.2. Om den höga negativa avvikelsen beror på utsläpp från plastfabriken, mänsklig aktivitet från Genevads samhälle, jordart och markanvändning eller en kombination av dessa kan inte avgöras. Punkt 39 är belägen inom deldräneringsområde A och avvattnar ett mindre område (3.3 km²) i ett av de mer jordbruksintensiva områdena söder om Tönnersjö. Vattendraget rinner i en ravin omgärdad av öppen mark i 2-3 km, jordarten är av typen krosstensgrus och rullstensgrus. Här föreligger också en markant skillnad mellan hög nitrathalt och relativt låg konduktivitet.

Dessa punkter skulle också kunna vara bra exempel på hur 'trubbigt' resultatet från regressionsanalysen egentligen är och att skattningar alltid blir 'utslätade' värden. Man kan aldrig skatta toppar och dalar med en enkel linjär ekvation. Detta kan man också se tydligt på skattningarna av nitrathalt och kväveläckage (tabell 14) där man trots det mycket höga sambandet ($r=0.91$) ibland får stora skillnader mellan skattade och observerade värde. Dessa skillnader skulle kunna härledas till oförklarad variation i y som inte förklaras av regressionen. För att minska denna variation behövs antingen fler förklarande variabler eller en annan typ av modell. Försök som gjordes med att anpassa icke-linjära ekvationer till de parvisa observationerna gav inte en bättre skattning.

Man måste vara medveten om att de skattade resultaten från regressionsekvationen är skalberoende och att variationen mellan provpunkter ökar med mindre dräneringsområden. Därför bör man undvika att jämföra stora områden som vanligtvis har icke-homogen markanvändning eller jordart med små områden med homogen markanvändning och jordart. Ju större mosaiken av olika jordarts- och markanvändning blir inom ett område desto mer utjämnat och svårtolkat blir en skattning.

Fördelningen av jordart och markanvändning och deras påverkan på nitrathalt råder det inget tvivel om, vilket förtydligades av klusteranalysens gruppering mellan såväl som inom varje kluster. De tre huvudklusterna kännetecknades av stora skillnader i jordart (figur 13) och/eller markanvändning (figur 14) samt medelläckage (tabell 13).

Markanvändningsklasserna kalhygge och bebyggelse täckte för liten yta inom samtliga subdräneringsområden för att man skall kunna dra några direkta slutsatser om deras respektive påverkan. Våtmark däremot var väl representerade inom subdräneringsområde I b. och II b. Det kunde dock inte observeras någon större skillnad på kvävehalt eller läckage mellan våtmark och skogsmark. Någon retentionseffekt av de små men mångtaliga sjöarna inom subdräneringsområde III a. och IV a. kunde inte heller observeras. Jordartens betydelse syns tydligast genom kluster 2. (subdräneringsområde III a.) vilket har ett något större medelläckage i både mars och maj än övriga subdräneringsområden med liknande markanvändning.

Dygnskväveläckaget för hela området är rimligt och överrensstämmer väl med andra beräkningar som gjorts inom området (Genevadsåstudien, 1998). Även de observerade och skattade värdena på kväveläckage (tabell 14) stämmer väl med andra mätningar och beräkningar i södra Sverige.

Förändringsstudien visade på en ökad nitrathalt i maj för vattendrag som rinner genom jordbruksområden medan motsatsen kunde observeras för samtliga vattendrag som rinner genom skogsområden. En hypotes till de högre nitrathalterna i maj skulle kunna vara att mineraliseringen logiskt sett är större i jordbruksområdet jämfört med skogsområdet, i och med den större tillförseln av kväve samt kultiveringen av jorden, vilket genererar en större mängd nitrat för transport till och i vattendrag som har mindre volym än vad som var fallet under fältbesöket i mars.

11 Slutsatser

De slutsatser som kan dras av denna undersökning kan sammanfattas enligt följande:

- 1) Den statistiska undersökningen av variablerna konduktivitet och NO_3^- -halt i vatten visade på starka, signifikanta samband vid samtliga regressioner. Det är viktigt att betona att detta resultat är begränsat i tid och rum till fältmätningarnas tidpunkt och det specifika studieområdet. Vidare anser författaren att detta samband bör studeras vidare och kanske undersökas med fler förklarande variabler i samma studieområde eller med annan metod. Avsaknad av liknande statistiska undersökningar på samma frågeställning har gjort att det inte gått att jämföra resultatet med andra resultat. Man får dock anta att Genevadsån inte följer normalfallet vad gäller ovan nämnda samband, tills motsatsen är bevisad.
- 2) Det bedöms att det kan finnas tillämpningar för enkla och kostnadseffektiva modeller, dock inte nödvändigtvis av samma typ eller mellan samma variabler som användes och undersöktes i detta arbete.
- 3) Kvävetillförseln från studieområdet till Laholmsbukten visade sig variera kraftigt mellan de två tidpunkterna, med mycket hög kvävetillförsel från området i mars. Det är därmed svårt att dra någon slutsats för resten av året.
- 4) Området visade sig följa vedertagen norm vad gäller nitratkväveläckage från områden med olika jordart- och markanvändningsfördelningar. Den påverkan som dessa fördelningar har visades både med klusteranalys och av de observerade värdena på NO_3^- .
- 5) Förändringar av kväveläckagets mönster mellan de två fältmätningarna bedöms mestadels bero på skillnader i tillfört kväve till aktuellt dräneringsområde, mineraliseringaktivitet i jorden samt volym och flöde i vattendragen.

Studieområdet bedöms som väl lämpat för liknande studier.

Referenser

- Andersson G., Jorner U. & Ågren A., 1994. *Regressions- och tidsserieanalys, 2a uppl.* Studentlitteratur, Lund.
- Blom G., 1989. *Sannolikhetsteori och statistikteori med tillämpningar.* Studentlitteratur, Lund.
- Brownlow A.H., 1979. *Geochemistry.* Prentice-Hall Inc., New York.
- Claesson S., Granstedt A., Gustafsson A. & Steineck S., 1991. *Kväveflöden i jordbruket – Överflöd eller hushållning.* Statens Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Ekologgruppen, 1992. *Vattenvårdande åtgärder för delar av Kävlingeåns avrinningsområde.* Kävlingeåns Vattenvårdsförbund, Landskrona.
- Fleischer S., Andréasson I.M., Holmgren G., Joelsson A., Kindt T., Rydberg L. & Stibe L., 1989. *Markanvändning - vattenkvalitet. En studie i Laholmsbukstens tillrinningsområde.* Meddelande 1989:10. Länsstyrelsen i Hallands Län.
- Fleischer S., Andréasson I.M. & Stibe L., 1991. Can We Implement a Cost Efficient Nitrogen Reduction to the Laholm Bay? Synopsis *Ambio* 20. 94.
- Fleischer S., Gustafson A., Joelsson A., Pansar J. & Stibe L., 1994. Nitrogen Removal in Created Ponds. *Ambio* 23. 349-357.
- Genevadsåstudien, 1998. *Underlagsmaterial till Genevadsåstudien.* Ledningsgruppen för Genevadsåstudien, Halmstad.
- Henriksen A. & Hessen D.O., 1997. Whole Catchment Studies on Nitrogen Cycling: Nitrogen from Mountains to Fjords. *Ambio* 26. 254-257.
- Hessen D.O., Henriksen A., Hindar A., Mulder J., Tørseth K. & Vagstad N., 1997. Human Impacts on the Nitrogen Cycle; A Global Problem Judged from a Local Perspective. *Ambio* 26. 321-324.
- Jansson M., Leonardsson L. & Henriksson J., 1989. *Kväveretention och denitrifikation i jordbrukslandskapets rinnande vatten,* Naturvårdsverket Rapport 3901.
- Jansson M., Andersson R., Berggren H. & Leonardson L., 1994. Wetlands and Lakes as Nitrogen Traps, *Ambio* 23. 320-325.
- Johnsson H. & Hoffmann M., 1998. Nitrogen Leeching from Agricultural Land in Sweden - Standard Rates and Gross Loads in 1985 and 1994. *Ambio* 27. 481-488.
- Körner S., 1986. *Tabeller och formler för statistiska beräkningar.* Studentlitteratur, Lund.
- Körner S., 1987. *Statistisk datanalis.* Studentlitteratur. Lund.
- Körner S. & Wahlgren L., 1996. *Praktisk statistik.* Studentlitteratur. Lund.
- Löfgren S. & Olsson H., 1990. *Tillförsel av kväve och fosfor till vattendrag i Sveriges inland – Underlagsrapport till Hav-90 Aktionsprogram mot havsföroreningar.* Naturvårdsverket Rapport 3692.
- Manly B.F.J., 1994. *Multivariate Statistical Methods - A primer, 2nd Ed.* Chapman & Hall, London.
- Minitab Inc., 1998. *Minitab Manual 12.1.* Minitab Inc.
- Montgomery D.C., 1997. *Design and Analysis of Experiments, 4th Ed.* John Wiley & Sons, New York.

- Naturvårdsverket, 1997. *Kväve från land till hav*. Naturvårdsverket Rapport 4735.
- Nämnden för Skoglig Fjärranalys, 1993. *Flygbildsteknik och Fjärranalys*. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Pilesjö P., 1992. *GIS and Remote Sensing for soil Erosion Studies in Semi-arid Environments - Estimation of Soil Erosion Parameters at Different Scales*. Lund University Press, Lund.
- Rosenberg R., Elmgren R., Fleischer F., Jonsson P., Persson G. & Dahlin H., 1990. Marine Eutrophication Case Studies in Sweden. *Ambio* 19. 102-107.
- Smil V., 1997. *Cycles of Life - Civilization and the Biosphere*. Scientific American Library, New York.
- SGU, 1884. *Kartbladsbeskrivning Bladet Halmstad*. SGU.
- Shaw G. & Wheeler D., 1994. *Statistical Techniques in Geographical Analysis, 2nd Ed*. David Fulton Publishers, London.
- Statsvetenskapliga Föreningen, 1999. *Konsten att skriva & tala, version 2*. Statsvetenskapliga institutionen, Lunds Universitet.
- Vagstad N., Eggestad H.A. & Høyås T.R., 1997. Mineral Nitrogen in Agricultural Soils and Nitrogen Losses: Retention to Soil Properties, Weather Conditions, and Farm Practices. *Ambio* 26. 266-272.

Webadresser (senast verifierade 2000-01-03)

- United States Geological Survey (USGS, 2000)
<http://water.usgs.gov/owq/FieldManual/Chapter6/6.3.2.html>
- Naturvårdsverket, 2000
<http://www.environ.se/dokument/fororen/overgod/eutro.html>
- Pedagogiskt Forum - Göteborgs Stad Utbildning (Johansson, 2000)
<http://www.educ.goteborg.se/usam/pforum/milj/mark/skognit.htm>
författare: Maj-Brilt Johansson, docent, Institutionen för skoglig marklära
Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala
- Länsstyrelsen i Hallands Län, 2000
<http://www.n.lst.se/lansnytt.html>

Använd mjukvara

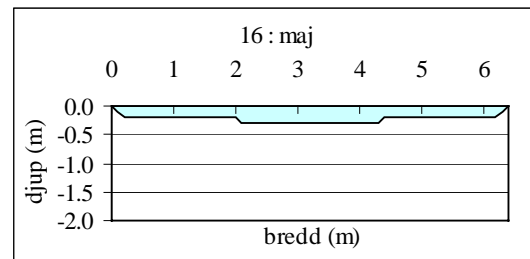
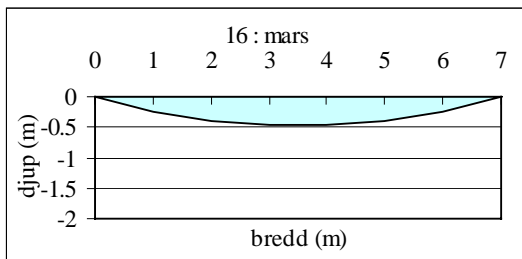
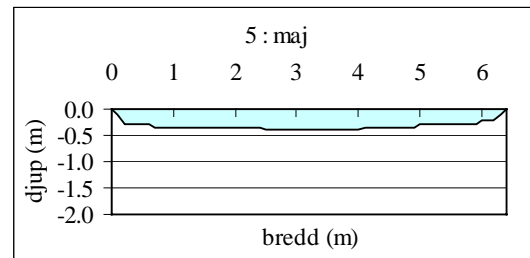
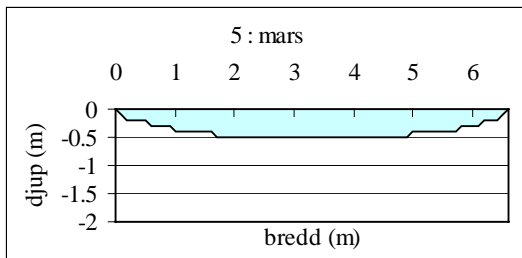
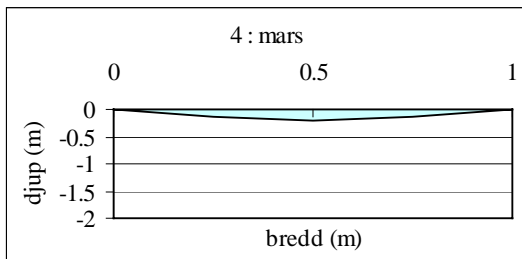
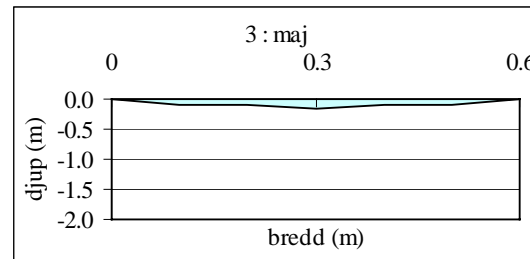
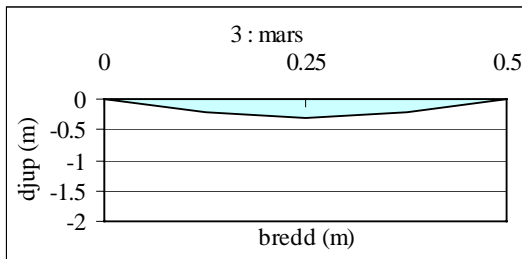
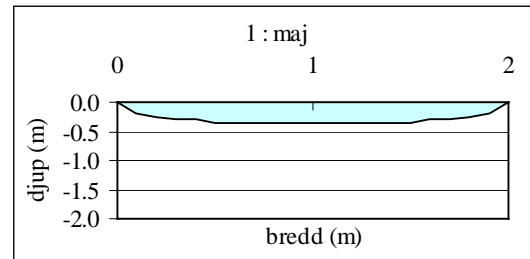
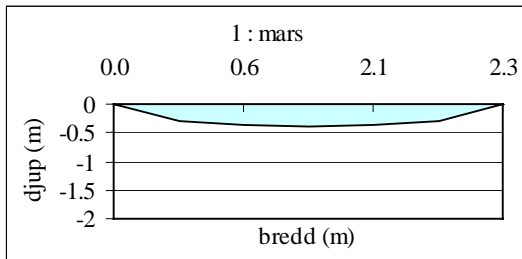
- Idrisi for Windows Version 2.007, 1997. Clark University
- PCI (GCPWorks/Xpace/Imageworks), Version 6.0.1, 1995. PCI
- ArcView GIS Version 3.0a, 1997. ESRI Inc.
- Corel Graphics Version 6.0, 1995. Corel Corporation
- Minitab Release 12.1, 1998. Minitab Inc.
- Office 97, 1997. Microsoft Corporation

APPENDIX I

Provpunkt	Konduktivitet 25grader C (mS/cm)		pH		NO ₃ ⁻ (mg N/l), molvikt N=14.01	
	mars	maj	mars	maj	mars	maj
1	0.08	0.06	4.4	4.9	0.15	0.03
2	0.10	0.07	4.1	4.7	0.00	0.00
3	0.08	0.06	4.4	4.6	0.14	0.02
4	0.11	0.08	4.9	6.2	0.67	0.45
5	0.09	0.09	5.8	7.4	0.00	0.12
6	0.07	0.08	6.1	7.4	0.00	0.07
7	0.09	0.07	4.5	5.5	0.18	0.02
8	0.11	0.12	6.2	7.9	0.25	0.06
9	0.11	0.09	5.4	6.9	0.00	0.00
10	0.11	0.08	5.2	6.5	0.00	0.00
11	0.09	0.10	6.5	7.7	0.24	0.09
12	0.09	0.07	4.8	6.1	0.00	0.00
13	0.11	0.08	6.3	7.0	0.37	0.00
14	0.10	0.08	6.5	7.1	0.00	0.10
15	0.11	0.08	6.0	7.2	0.42	0.21
16	0.09	0.09	6.3	7.8	0.24	0.10
17	0.09	0.10	6.6	8.0	0.00	0.00
18	0.11	0.09	6.5	8.0	0.00	0.00
19	0.13	0.10	6.7	7.7	0.00	0.00
20	0.13	0.10	4.5	6.0	0.00	0.00
21	0.13	0.11	5.7	6.3	0.43	0.21
22	0.11	0.10	6.3	7.4	0.00	0.00
23	0.10	0.11	5.8	7.5	0.00	0.00
24	0.12	0.10	4.5	5.5	0.00	0.00
25	0.13	0.09	4.1	5.4	0.00	0.00
26	0.11	0.10	6.3	7.4	0.36	0.11
27	0.11	0.08	4.6	5.8	0.00	0.00
28	0.10	0.10	6.0	7.6	0.23	0.11
29	0.10	0.07	5.0	6.3	0.33	0.15
30	0.10	0.07	5.0	6.3	0.00	0.00
31	0.12	0.09	4.5	5.5	0.28	0.12
32	0.10	0.08	5.1	6.6	0.00	0.00
33	0.08	0.07	5.4	6.2	0.32	0.04
34	0.12	0.10	6.8	7.8	0.33	0.23
35	0.11	0.16	6.9	8.0	0.31	0.00
36	0.14	0.12	4.7	5.2	0.00	0.00
37	0.12	0.11	5.1	5.8	0.00	0.00
38	0.12	0.10	6.8	7.2	0.00	0.23
39	0.20	0.20	7.0	8.0	4.54	6.03
40	0.12	0.11	7.2	8.1	0.55	0.67
41	0.15	0.13	4.9	5.3	0.45	0.11
42	0.16	0.14	6.3	7.0	1.07	0.37
43	0.34	0.36	7.4	8.0	8.12	7.78
44	0.13	0.15	7.6	8.1	1.01	1.22
45	0.22	0.21	7.8	8.0	2.31	2.13
46	0.16	0.14	7.6	7.8	0.96	0.58
47	0.12	0.11	7.9	6.9	0.91	0.74
48	0.15	0.15	7.9	7.1	1.11	0.00
49	0.16	0.16	8.2	6.9	1.77	1.82
50	0.22	0.20	8.1	8.2	3.09	3.38
51	0.43	0.34	8.5	8.2	5.36	4.81
52	0.23	0.21	8.2	6.9	4.24	4.71
53	0.38	0.29	8.3	6.7	6.58	5.83

APPENDIX IIa

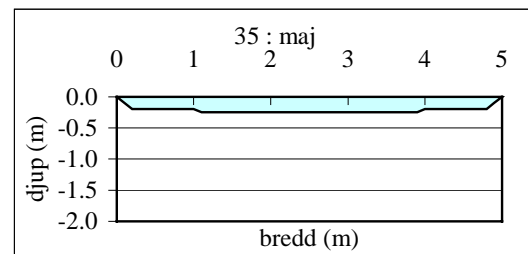
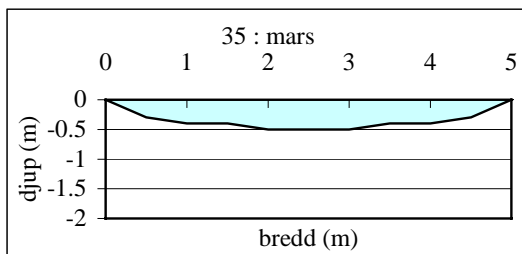
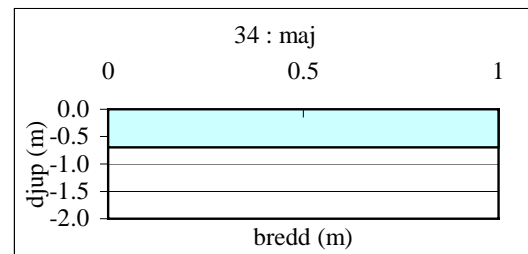
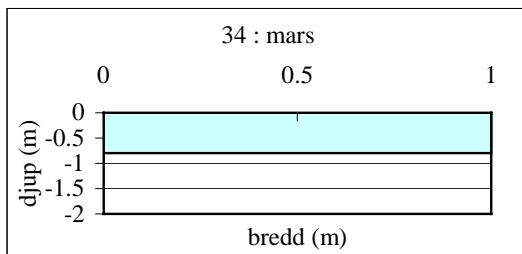
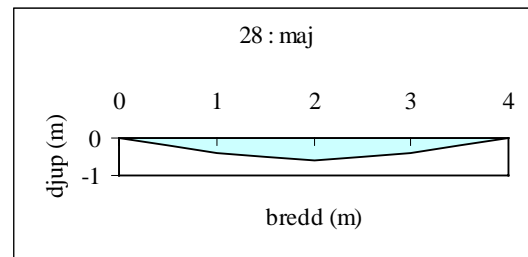
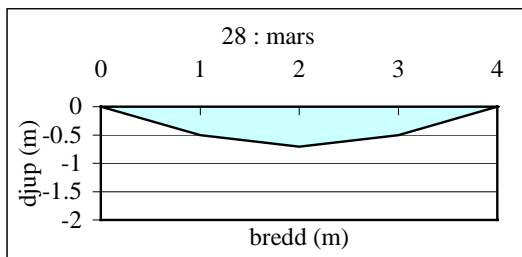
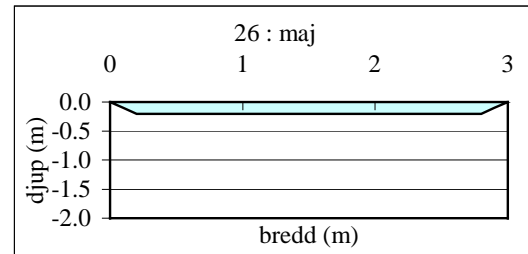
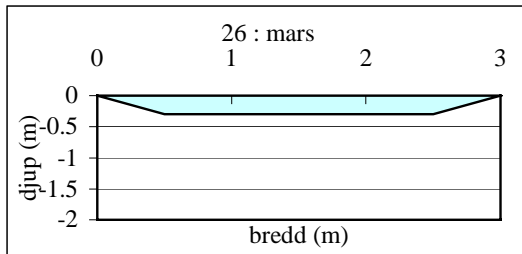
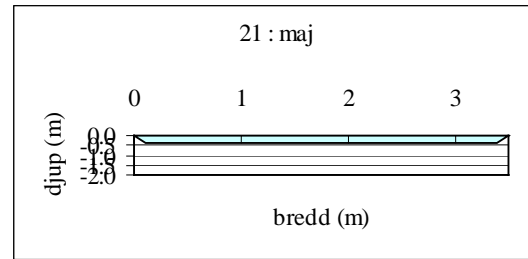
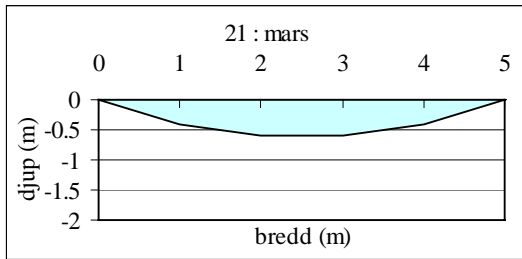
Bottenprofiler 1-16



Det gjordes ingen mätning av bottenprofil och flöde i maj för punkt 4.

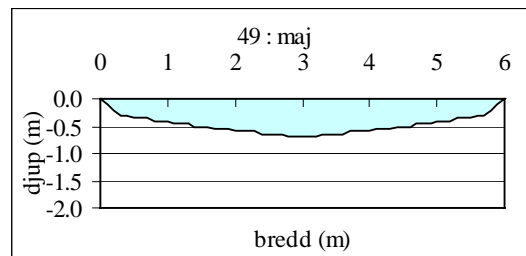
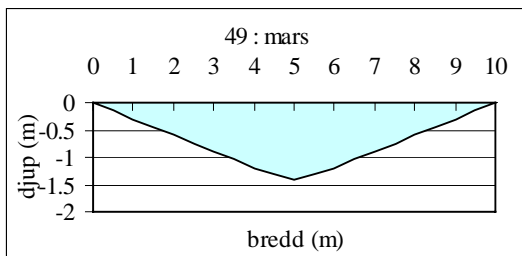
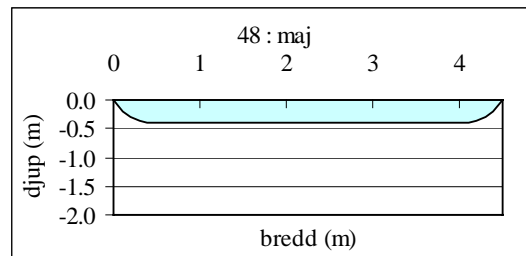
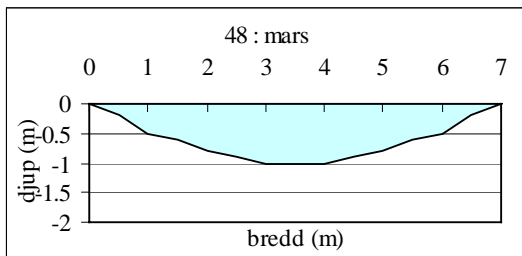
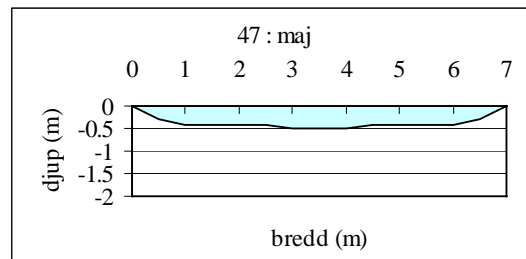
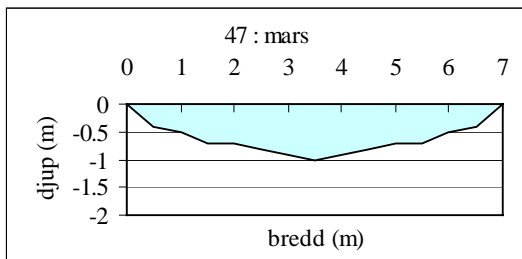
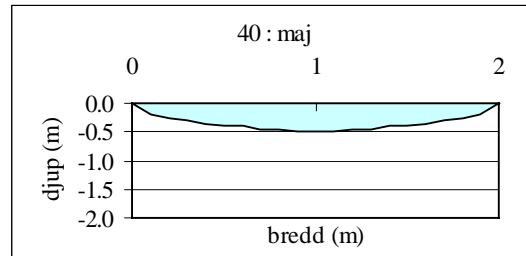
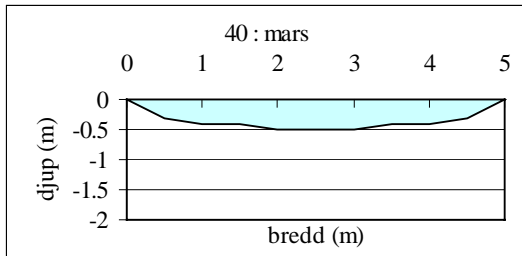
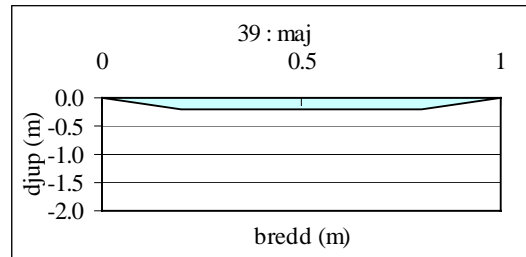
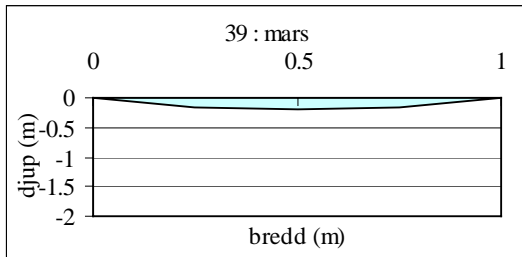
APPENDIX IIb

Bottenprofiler 21-35



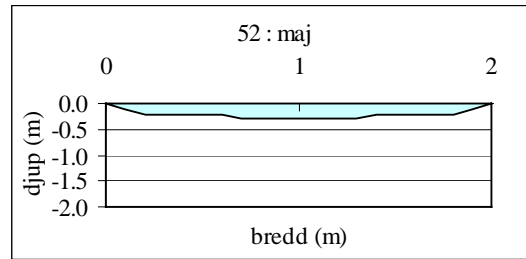
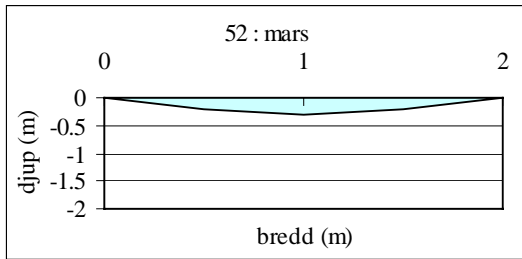
APPENDIX IIc

Bottenprofiler 39-49



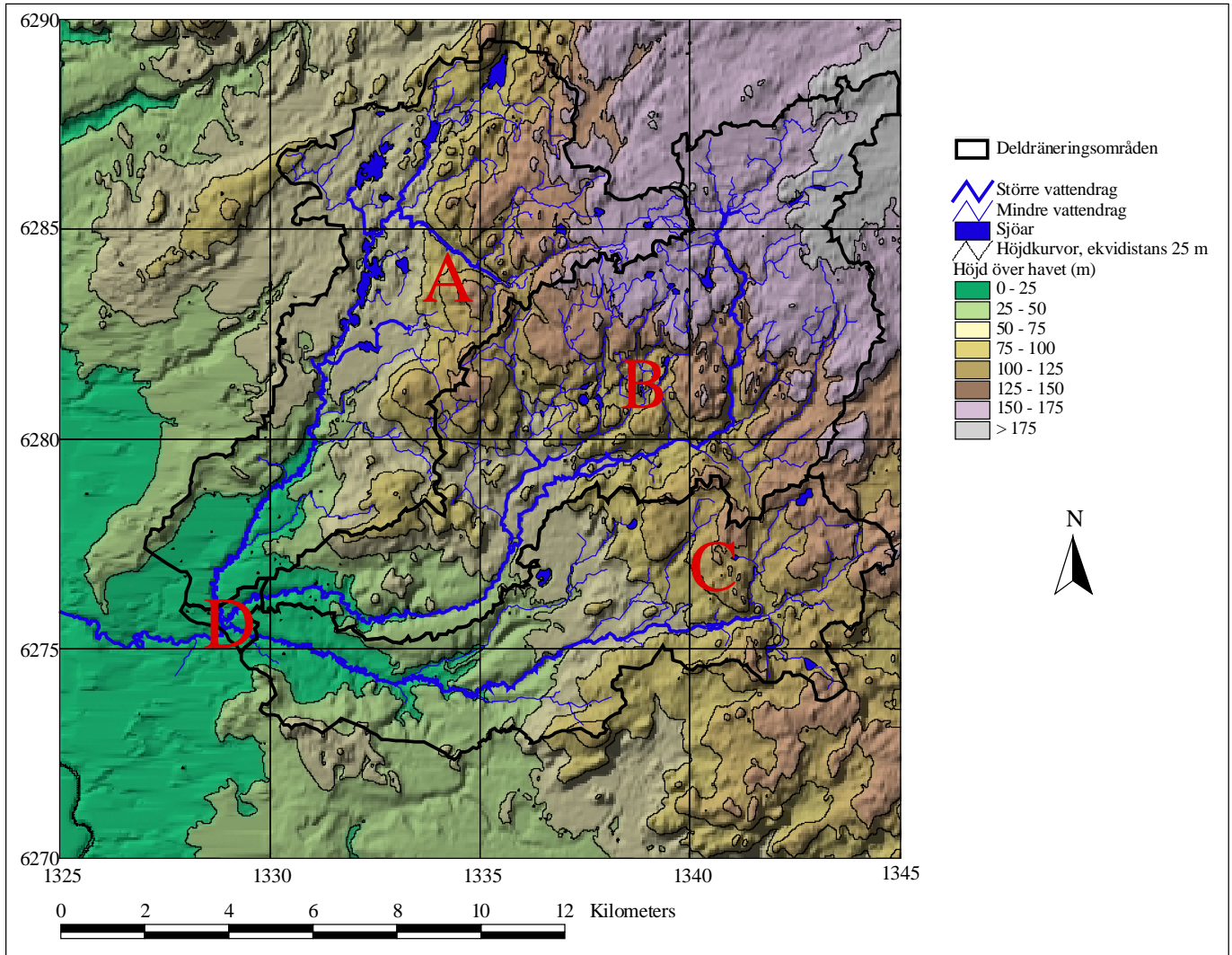
APPENDIX II d

Bottenprofiler 52



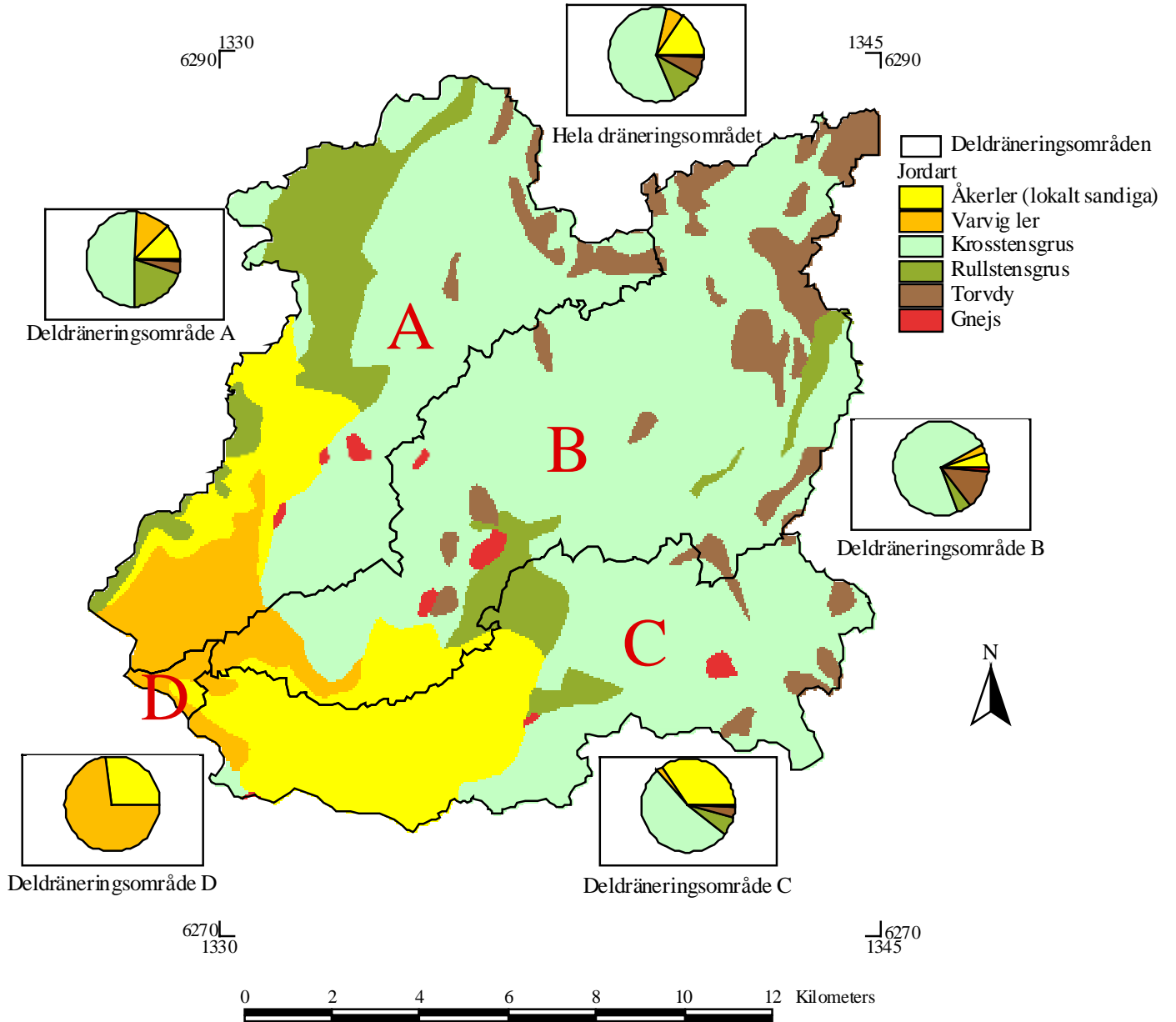
APPENDIX III

Hydro-topografisk karta



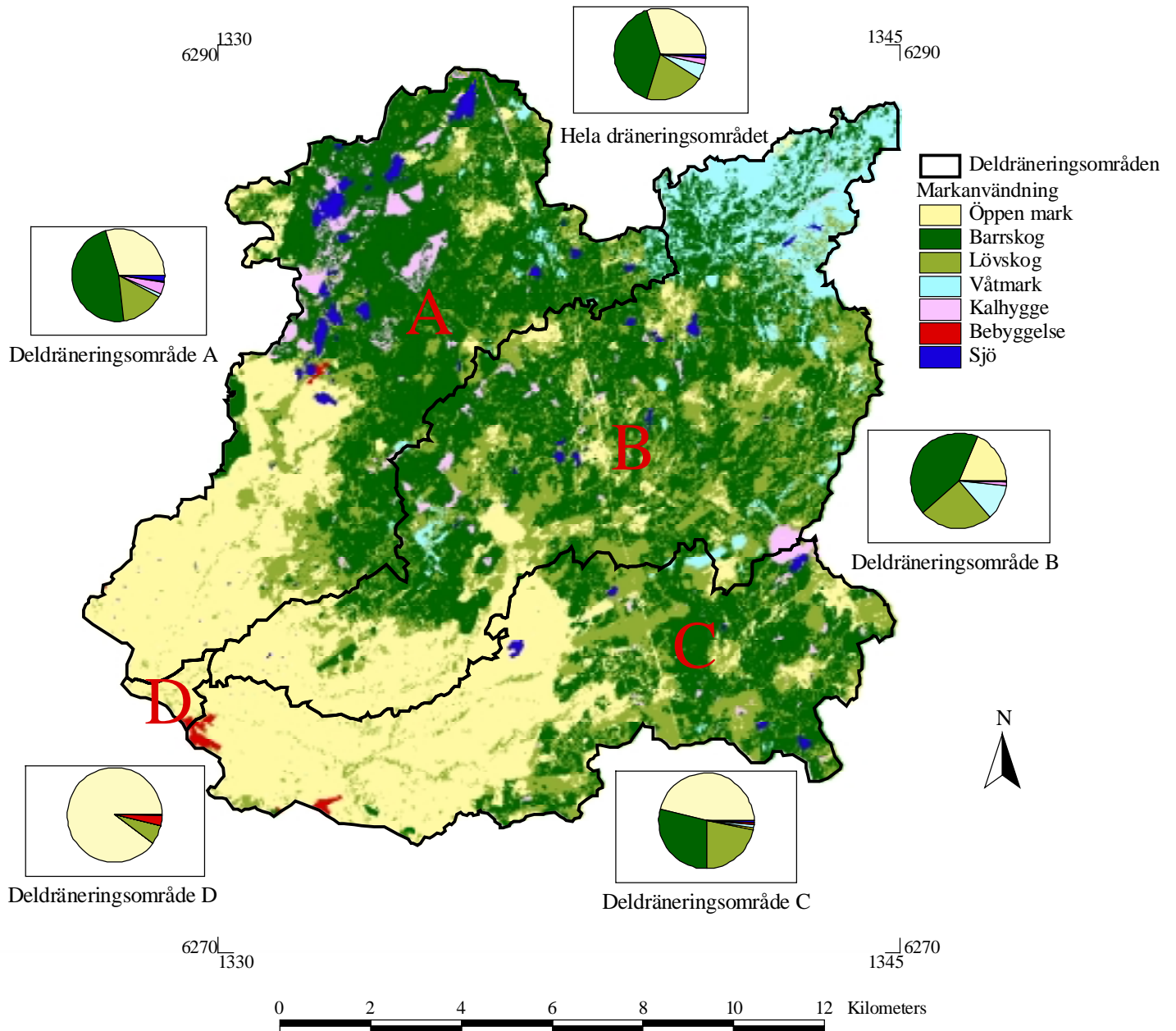
APPENDIX IV

Jordartskarta



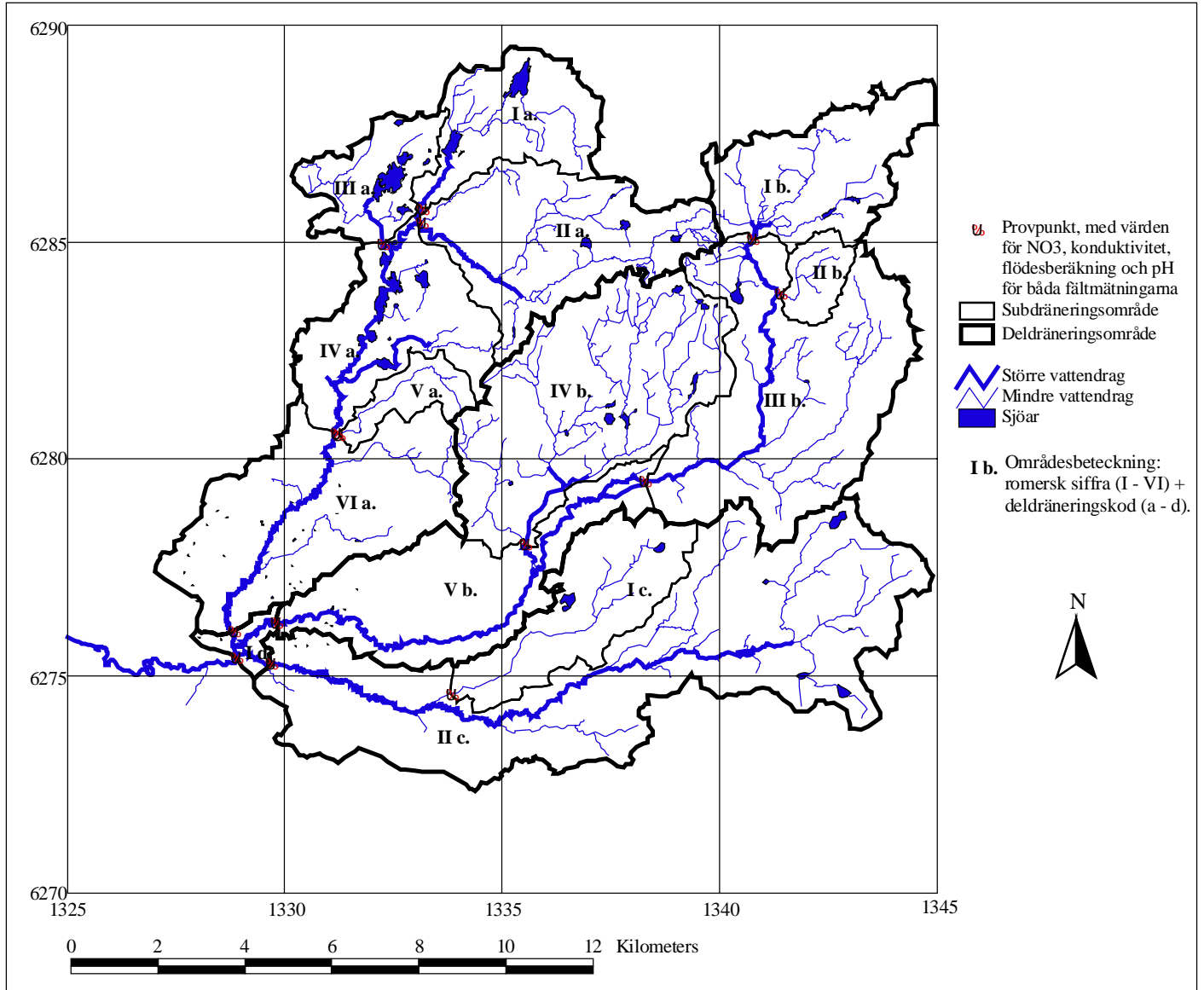
APPENDIX V

Markanvändningskarta



APPENDIX VI

Subdräneringsområden



Lunds Universitets Naturgeografiska institution. Seminarieuppsatser. Uppsatserna finns tillgängliga på Naturgeografiska institutionens bibliotek, Sölvegatan 13, 223 62 LUND.

The reports are available at the Geo-Library, Department of Physical Geography, University of Lund, Sölvegatan 13, S-223 62 Lund, Sweden.

- 1 **Pilesjö, P.** (1985): Metoder för morfometrisk analys av kustområden.
- 2 **Ahlström, K. & Bergman, A.** (1986): Kartering av erosionskänsliga områden i Ringsjöbygden.
- 3 **Huseid, A.** (1986): Stormfällning och dess orsakssamband, Söderåsen, Skåne.
- 4 **Sandstedt, P. & Wällstedt, B.** (1986): Krankesjön under ytan - en naturgeografisk beskrivning.
- 5 **Johansson, K.** (1986): En lokalklimatisk temperaturstudie på Kungsmarken, öster om Lund.
- 6 **Estgren, C.** (1987): Isälvsstråket Djurfälla-Flädermo, norr om Motala.
- 7 **Lindgren, E. & Runnström, M.** (1987): En objektiv metod för att bestämma läplanterings läverkan.
- 8 **Hansson, R.** (1987): Studie av frekvensstyrd filtringsmetod för att segmentera satellitbilder, med försök på Landsat TM-data över ett skogsområde i S. Norrland.
- 9 **Matthiesen, N. & Snäll, M.** (1988): Temperatur och himmelsexponering i gator: Resultat av mätningar i Malmö.
- 10a **Nilsson, S.** (1988): Veberöd. En beskrivning av samhällets och bygdens utbyggnad och utveckling från början av 1800-talet till vår tid.
- 10b **Nilsson, G.,** 1988: Isförhållande i södra Öresund.
- 11 **Tunving, E.** (1989): Översvämning i Murcia-provinsen, sydöstra Spanien, november 1987.
- 12 **Glave, S.** (1989): Termiska studier i Malmö med värmebilder och konventionell mätutrustning.
- 13 **Mjölbo, Y.** (1989): Landskapsförändringen - hur skall den övervakas?
- 14 **Finnander, M-L.** (1989): Vädrets betydelse för snöavsmältningen i Tarfaladalen.
- 15 **Ardö, J.** (1989): Samband mellan Landsat TM-data och skogliga beståndsdata på avdelningsnivå.
- 16 **Mikaelsson, E.** (1989): Byskeälvens dalgång inom Västerbottens län. Geomorfologisk karta, beskrivning och naturvärdesbedömning.
- 17 **Nilén, C.** (1990): Bilavgaser i gatumiljö och deras beroende av vädret. Litteraturstudier och mätning med DOAS vid motortrafikled i Umeå.
- 18 **Brasjö, C.** (1990): Geometrisk korrektion av NOAA AVHRR-data.
- 19 **Erlandsson, R.** (1991): Vägbanetemperaturer i Lund.
- 20 **Arheimer, B.** (1991): Näringsläckage från åkermark inom Brååns dräneringsområde. Lokalisering och åtgärdsförslag.

- 21 **Andersson, G.** (1991): En studie av transversalmoräner i västra Småland.
- 22a **Skillius, Å.**, (1991): Water harvesting in Bakul, Senegal.
- 22b **Persson, P.** (1991): Satellitdata för övervakning av höstsådda rapsfält i Skåne.
- 23 **Michelson, D.** (1991): Land Use Mapping of the That Luang Salakham Wetland, Lao PDR, Using Landsat TM-Data.
- 24 **Malmberg, U.** (1991): En jämförelse mellan SPOT- och Landsatdata för vegetations-klassning i Småland.
- 25 **Mossberg, M. & Pettersson, G.** (1991): A Study of Infiltration Capacity in a Semiarid Environment, Mberengwa District, Zimbabwe.
- 26 **Theander, T.** (1992): Avfallsupplag i Malmöhus län. Dränering och miljöpåverkan.
- 27 **Osaengius, S.** (1992): Stranderosion vid Löderups strandbad.
- 28 **Olsson, K.** (1992): Sea Ice Dynamics in Time and Space. Based on upward looking sonar, satellite images and a time series of digital ice charts.
- 29 **Larsson, K.** (1993): Gully Erosion from Road Drainage in the Kenyan Highlands. A Study of Aerial Photo Interpreted Factors.
- 30 **Richardson, C.** (1993): Nischbildningsprocesser en fältstudie vid Passglaciären, Kebnekaise.
- 31 **Martinsson, L.** (1994): Detection of Forest Change in Sumava Mountains, Czech Republic Using Remotely Sensed Data.
- 32 **Klintenberg, P.** (1995): The Vegetation Distribution in the Kärkevagge Valley.
- 33 **Hese, S.** (1995): Forest Damage Assessment in the Black Triangle area using Landsat TM, MSS and Forest Inventory data.
- 34 **Josefsson, T. och Mårtensson, I.** (1995). A vegetation map and a Digital Elevation Model over the Kapp Linné area, Svalbard -with analyses of the vertical and horizontal distribution of the vegetation
- 35 **Brogaard, S och Falkenström, H.** (1995). Assessing salinization, sand encroachment and expanding urban areas in the Nile Valley using Landsat MSS data.
- 36 **Krantz, M.** (1996): GIS som hjälpmedel vid växtskyddsrådgivning.
- 37 **Lindegård, P.** (1996). VINTERKLIMAT OCH VÅRBAKSLAG. Lufttemperatur och kådflödessjuka hos gran i södra Sverige.
- 38 **Bremborg, P.** (1996). Desertification mapping of Horqin Sandy Land, Inner Mongolia, by means of remote sensing.
- 39 **Hellberg, J.** (1996). Förändringsstudie av jordbrukslandskapet på Söderslätt 1938-1985.
- 40 **Achberger, C.** (1996): Quality and representability of mobile measurements for local climatological research.
- 41 **Olsson, M.** (1996): Extrema lufttryck i Europa och Skandinavien 1881-1995
- 42 **Sundberg, D.** (1997): En GIS-tillämpad studie av vattenerosion i sydsvensk jordbruksmark.

- 43 **Liljeberg, M.** (1997): Klassning och statistisk separabilitetsanalys av marktäckningsklasser i Halland, analys av multivariata data Landsat TM och ERS-1 SAR.
- 44 **Roos, E.** (1997): Temperature Variations and Landscape Heterogeneity in two Swedish Agricultural Areas. An application of mobile measurements.
- 45 **Arvidsson, P.** (1997): Regional fördelning av skogsskador i förhållande till mängd SO₂ under vegetationsperioden i norra Tjeckien.
- 46 **Akselsson, C.** (1997): Kritisk belastning av aciditet för skogsmark i norra Tjeckien.
- 47 **Carlsson, G.** (1997): Turbulens och supraglacial meandring.
- 48 **Jönsson, Camilla.** (1998): Multitemporala vegetationsstudier i nordöstra Kenya med AVHRR NDVI.
- 49 **Kolmert, Susanne.** (1998): Evaluation of a conceptual, semi-distributetd hydrological model : a case study of Hörbyån.
- 50 **Persson, Andreas.** (1998): Kartering av markanvändning med meteorologisk satellitdata för förbättring av en atmosfärisk spridningsmodell.
- 51 **Andersson, Ulrika och Nilsson, Daniel.** (1998): Distributed hydrological modelling in a GIS perspective : an evaluation of the MIKE SHE model.
- 52 **Andersson, Kristin och Carlstedt, Jenny.** (1998): Different GIS and remote sensing techniques for detection of changes in vegetation cover : a MFS study in Nam Ngum and Nam link catchment areas in the Lao PDR.
- 53 **Andersson, Jenny** (1999): Användning av globala satellitdata för uppskattning av spannmålsproduktion i västafrikanska Sahel.
- 54 **Flodmark, Anders Erik** (1999): Urban geographic information systems : the city of Berkely Pilot GIS.
- 55A **Lyborg, Jessica & Thurfjell, Lilian.** (1999): Forest damage, water flow and digital elevation models : a case study of the Krkonose National Park, Czech Republic.
- 55B **Tagesson, Isabel och Wramneby, Anna.** (1999): Kväveläckage inom Tolångaåns dräneringsområde : modellering och åtgärdssimulering.
- 56 **Almkvist, Esben** (1999): Högfrekventa tryckvariationer under de senaste århundradena.
- 57 **Alstorp, P. & Johansson, T.** (1999): Översiktlig buller- och luftföroreningsinventering i Burlövs kommun år 1994 med hjälp av geografiska informationssystem : möjligheter och begränsningar.
- 58 **Mattsson, Fredrik** (1999): Analys av molnklotter inom det termala infraröda våglängdsområdet med IRST-data.
- 59 **Hallgren, Lisa och Johansson, Anna** (1999): Analysing land cover changes in the Caprivi Strip, Namibia, using Landsat TM and Spot XS imagery
- 60 **Granhäll, Thomas** (1999): Aerosolers dygnsvariationer och långväga transporter.
- 61 **Kjellander, Carin** (1999): Variations in the energy budget above growing wheat and barley, Ilstorp 1998 : a gradient-profile approach.

- 62** **Moskvitina, Marianna** (1999): GIS as a tool for environmental impact assessment : a case study of EIA implementation for the road building project in Strömstad, Sweden.
- 63** **Eriksson, Helena** (1999): Undersökning av sambandet mellan strålningstemperatur och NDVI i Sahel.
- 64** **Elmqvist, Bodil & Lundström, Josefine** (2000): The utility of NOAA AVHRR data for vegetation studies in semi-arid regions : a minor field study in the Hoanib Catchment of Namibia.