

LUNDS UNIVERSITETS NATURGEOGRAFISKA
INSTITUTION

SEMINARIEUPPSATSER

NR 20

*Näringsläckage från åkermark inom
Brååns dräneringsområde.*

Lokalisering och åtgärdsförslag.



TILLHÖR REFERENSBIBLIOTEKET
UTLÄNAS EJ

Berit Arheimer



LUND 1991



LUNDS UNIVERSITET
GEOBIBLIOTEKET

Berit Arheimer (1991):

*Näringsläckage från åkermark inom Brååns dräneringsområde.
Lokalisering och åtgärdsförslag.*

Erratalista

<u>Sida</u>	<u>Stycke</u>	<u>Rad</u>	<u>Står i texten:</u>	<u>Ändras till:</u>
6	5	2	framgår av figur 3.	framgår av figur 4.
16	2	5	se figur 11	se figur 10
17	1	2	se figur 10	se figur 11
30	2	3-4	Som redan... ...dräneringsområdet.	(Utgår) Det är ytterst...
30	2	4	Det är därför ytterst...	
35	2	7-11	Enligt de vattenanalyser... ...mjölkrum, etc.	(Utgår)
35	4	2-3	Situationen är... ...-området, där...	(Utgår)
35	4	3	sålunda en kraftfull...	Sålunda har en kraftfull...

LUNDS UNIVERSITETS NATURGEOGRAFISKA
INSTITUTION

SEMINARIEUPPSATSER

NR 20

*Näringsläckage från åkermark inom
Brååns dräneringsområde.*

Lokalisering och åtgärdsförslag.



(foto: B. Arheimer, 1990)

Berit Arheimer



LUND 1991



Förord

Jag vill här passa på att tacka alla dem som på något sätt hjälpt till vid detta utdragna arbete. Några bör få ett särskilt omnämnande. *Tette Alström* har varit en bra handledare och fin kompis under det gångna året. Tack för att jag fick dela Dina erfarenheter i teori och praktik av erosionsprocesser och landskapsförändringar i Sydsverige!! *Peter Erlöv* i Hörby kläckte idén till arbetet och stod ut med mig under mina 10 veckors praktik. Vid fältarbetet under sommaren 1990 fick jag låna bil av *Eslövs och Hörbys kommuner*, vilket jag som billös student var oerhört tacksam för. *Ann Bergman Åkerman* vid naturgeografiska institutionen i Lund gav mig generöst tillgång till sitt skrivbord och underlättade därmed mitt arbete enormt. *Gänget i fikarummet på Nästet* bistod med seriöst och oseriöst skitsnack till müsli och öl. Slutligen vill jag tacka *Petter Pappila* för marktjänst och överseende. Också *alla Ni andra* som på något sätt känner att Ni bidragit...

TACK!!

Abstract: The river of Bråån is heavily polluted by nutrient leakage from arable land. The aim of this study is to propose measures designed to reduce nutrient transport within the drainage basin (165 km²). Leaking areas of the arable land were located and measures were suggested where they would be most effective.

The west part of the basin tends to leak more through the soil profile as a result of very intense farming on land mostly drained by covered drains. Leakage caused by overland flow is mainly due to rill erosion in the western part of the basin, where the slopes are long and without obstacles to the eroding water. In the eastern part, by contrary, the topography is more complex and the land use of more various kind, which reduce rill erosion. However, the fields of the east are often closely adjacent to open ditches. The risk for leakage by sheet erosion is consequently great.

The methods suggested in order to reduce the pollution of nutrients are mostly "natural nutrient traps", such as wetlands, ponds and riparian zones. In fields where the leakage is assumed to be very severe agricultural measures are suggested, e.g. regulated manuring, cultivation of grass or capture crops and the use of special cultivation methods. In all 27 ponds, 20 horseshoe wetlands, 2 moorland forests, 6 areas of submerged meadow-land, 82 km of riparian zones and 17 km² with agricultural measures are suggested to be introduced within the Bråån drainage basin.

Key-words: nutrient leakage, arable land, soil water, erosion, lokalization, control program, "natural nutrient traps", agricultural measures.



(Foto: B. Arheimer)

Rill erosion nearby Rövarekulan within the Bråån drainage basin in February 1991.

Innehåll:

Förord

Abstract

1. Inledning	1
2. Områdesbeskrivning	3
2.1. Naturgeografiska förhållanden	3
2.2. Kort historik	6
2.3. Näringssituationen i ån	8
3. Näringsläckage från åkermark	11
3.1. Näringsläckage via markprofilen	11
3.2. Näringsläckage via ytavrinning	12
4. Åtgärder	14
4.1. Åtgärder i anslutning till vattendraget	14
4.2. Åtgärder i åkerfälten	19
4.3. Reningsffekter och kostnader	21
5. Metodbeskrivning	22
5.1. Lokalisering av läckaget via markprofilen	22
5.2. Lokalisering av ytavrinningen	23
5.3. Upprättande av åtgärdsförslag	24
6. Resultat	26
6.1. Markläckageområden	26
6.2. Ytläckageområden	28
6.3. Åtgärdsförslag	30
7. Diskussion	34
7.1. Problembild och åtgärdsförslag	34
7.2. Metodik vid lokaliseringen av läckaget	36
7.3. Föreslagna åtgärder	37
8. Slutord	39

Sammanfattning

Referenser

1. Inledning

De senaste årens larmrapporter om extrem algblooming, syrefria bottnar samt fisk- och säldöd har gjort eutrofieringen av våra sjöar och hav till ett allt mer uppmärksammat miljöproblem. Eutrofiering innebär att det sker en gödning av vattnet som leder till en ökad mängd organismer och är i vissa miljöer en naturlig process. På många håll i världen sker dock eutrofiering p.g.a. människans aktiviteter och eutrofieringshastigheten är ofta helt antropogent betingad (Ryding&Rast, 1989). Det arbete som presenteras i den här rapporten har utförts på initiativ av Miljö- och hälsoskydds-förvaltningen i Hörby med förhoppning om att förbättra vattenkvaliteten inom ett område i Skåne.

Konsekvenserna av antropogen eutrofiering är ofta radikala. Arter slås bl.a. ut när den ökade andelen organismer försämrar sikten samt ändrar ljus- och syreförhållandena i vattendraget. Dricksvattenkvaliteten försämras och höga kvävekoncentrationer kan vara direkt giftigt för känsliga personer. Problemen är idag så stora att ett flertal internationella överenskommelser har kommit till stånd. Sverige har bl.a. åtagit sig att halvera sina närsaltutsläpp till havet fram till 1995 i både Helsingfors-kommissionen och Nordsjökonferensen.

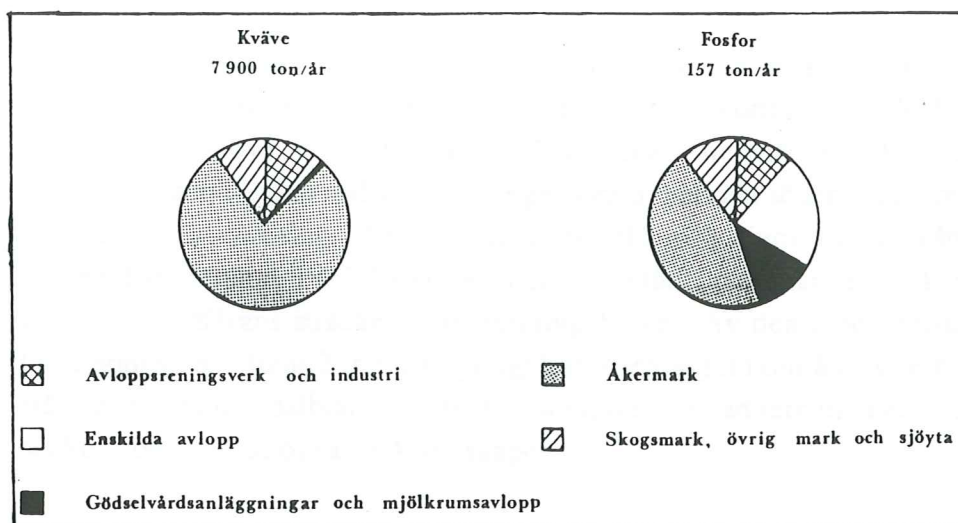
Tillväxten i vattendragen är främst beroende av samspelet mellan olika näringsämnen. På våra breddgrader är det främst fosfor som finns i begränsad mängd i limnisk miljö och sålunda avgör tillväxten där (Ryding&Rast, 1989), medan kväve anses vara tillväxtbestämmande i marin miljö (Rosenberg, 1984).

Marina forskare har visat att Västerhavet gått igenom stora förändringar sedan början av 1900-talet (Miljödelegationen Västra Skåne, 1990). I Öresund har närsaltbelastningen ökat med mellan 2 och 7 gånger under åren mellan 1930 och 1981 (SNV, 1987). Framför allt är det fyra föroreningskällor som tillför havet stora mängder närsalter;

1. Avloppsreningsverk med kustutsläpp
2. Industrier med kustutsläpp
3. Större vattendrag
4. Kustområden mellan större vattendrag.

På den svenska sidan av Öresund utgör de större vattendragen den största föroreningskällan, och det är framför allt Kävlingeån som bidrar med stora mängder näringsämnen (SNV, 1987). Ett biflöde till Kävlingeån som, enligt vattenanalyser och limnologiska undersökningar är mycket förorenat av närsalter är Bråån. Bråån rinner genom ett landskap med mycket

intensivt jordbruk. Som framgår av figur 1 kan man sålunda anta att den kraftiga närsaltbelastningen främst beror på läckage av kväve och fosfor från åkermarken.



Figur 1. Olika källors del av närsaltbelastningen på vattendrag inom den svenska delen av Öresunds tillrinningsområde (SNV, 1987). Näringsläckaget från åkermark utgör 45 % av fosforutsläppet och 77 % kväveutsläppet.

Målsättning med uppsatsarbetet är att kartlägga näringsläckaget från åkermarken inom Brååns dräneringsområde och med utgångspunkt från denna problembild upprätta ett lämpligt åtgärdsförslag. Lokalisering av områden med högt näringsläckage har gjorts med avseende på såväl läckage via markprofilen som ytläckage. Åtgärdsförslaget har i linje med SSK:s (1989) och Miljödelegationen Västra Skånes (1990) strategier för landskapsvård, framför allt inriktats på s.k. "naturliga näringsfällor". Exempel på sådana är återskapade våtmarker, dammar och skydds-zoner längs vattendraget. De föreslagna åtgärderna ska hindra näringsämnen från att transporteras i området, så att närsaltutflödet till havet minskar och åns ursprungliga ekosystem kan återetableras.

Ambitionen är att uppsatsen ska ge läsaren en relativt god kunskapsöversikt. Uppsatsen redogör för problemets bakgrund samt vilka faktorer som styr näringsläckaget från åkermarken och reningsprocessen i s.k. "naturliga näringsfällor". Därefter diskuteras trovärdigheten av både undersökningsresultat och åtgärdsförslag.

2. Områdesbeskrivning

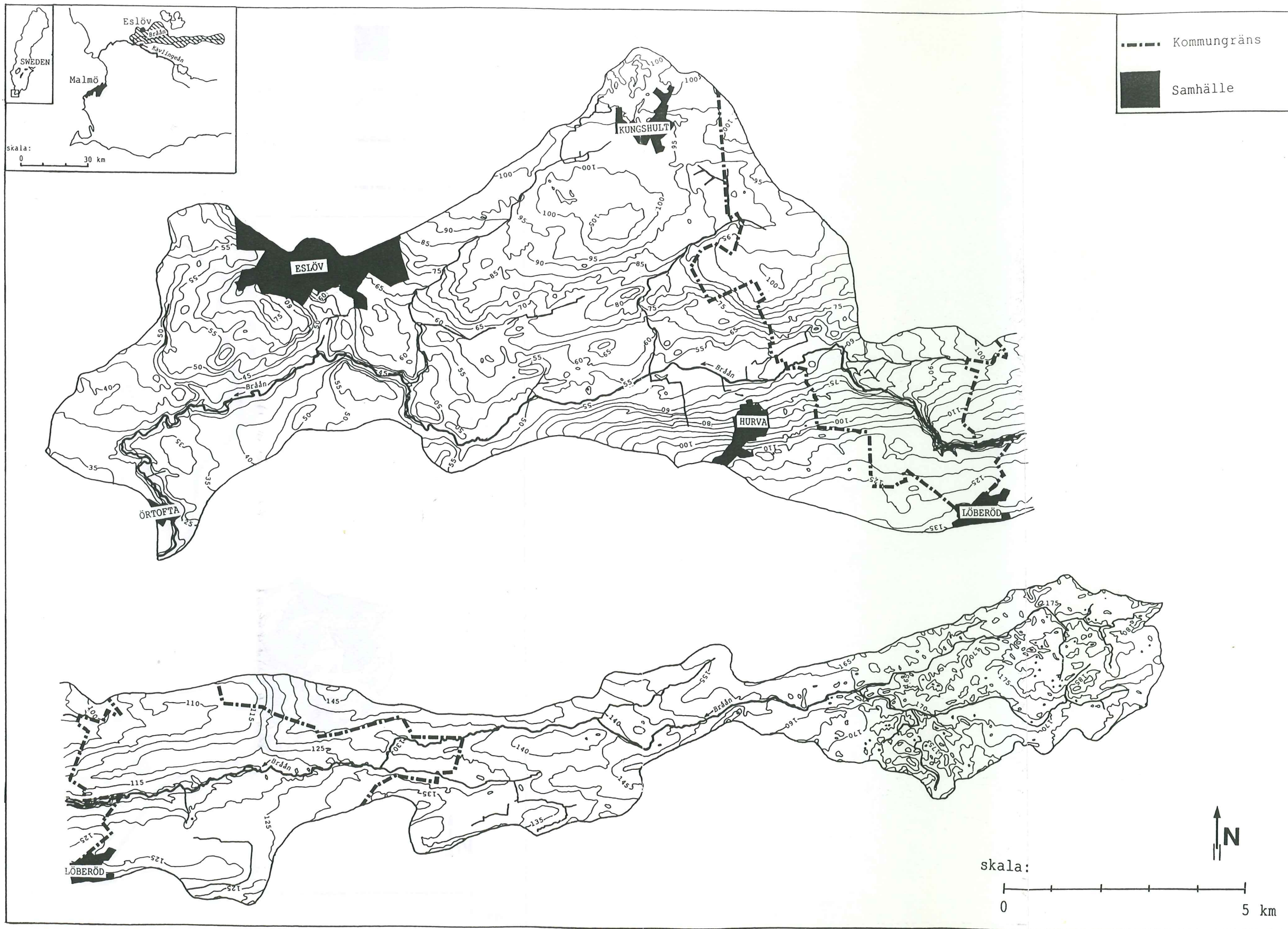
2.1. Naturgeografiska förhållanden

Bråån kan beskrivas som en smal kraftigt nedskuren erosionsdal. Ån rinner i öst-västlig riktning genom sammanlagt tre kommuner (Hörby, Höör och Eslöv) och mynnar i Kävlingeån nedströms Örtofta. Vattenföringen i Bråån nedströms Ellinge, som ligger rakt söder om Eslöv, varierar mellan omkring 2.5 m³/s i januari och 0.2 m³/s i juni (Kävlingeåns Vattenvårdsförbund, 1977-1990). Avrinningsområdet omfattar ca 165 km² medan huvudfårans sträckning är omkring 50 km. Av den topografiska karta som visas i figur 2 framgår tydligt hur morfologin i området övergår från relativt jämna dalbranter i väst till en mjukt kuperad terräng med små sänkor i öst, det sk. östra backlandskapet.

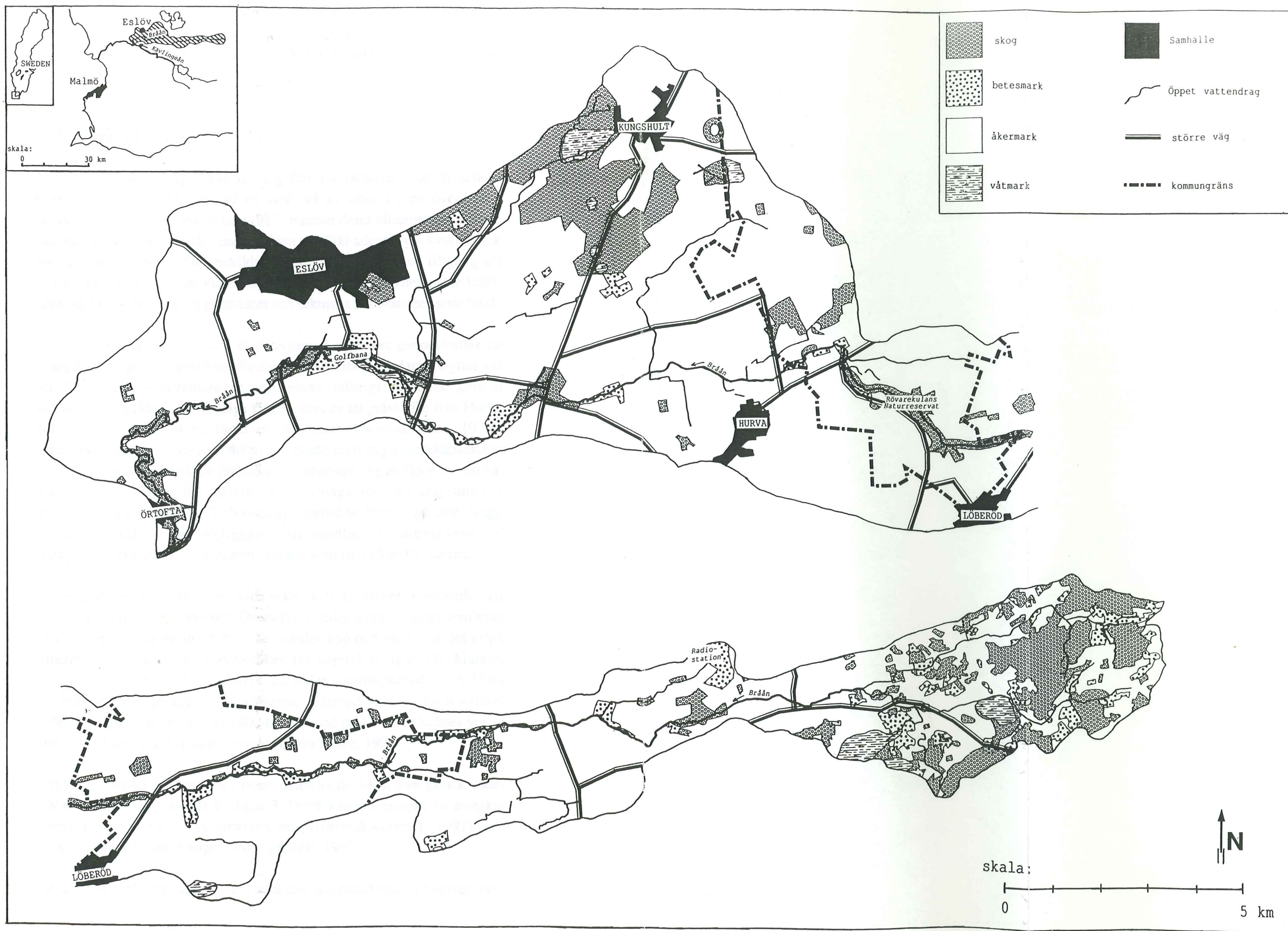
Enligt Knutsson (1970) består berggrunden i området främst av kambrisk och basalordovicisk alunsskiffer. Vissa inslag finns dock av bergarter från jura och rät. Dessa bildningar utgörs av eldfasta leror, glassand med kolhorisonter samt järnförande sandstens- och sandformationer. I väst förekommer även kågerödslager (d.v.s. osorterade leror, sandstenar, konglomerat och kalkstenar) och i öst finns områden med pregotiska gnejser.

Vad beträffar jordarter domineras området av två typer av moränleror, nämligen sydvästmorän och nordostmorän. Dessa har fått sina namn efter sitt ursprung. *SV-moränen* härstammar från den lågbaltiska is som rörde sig fram över sydliga och västliga delar av Skåne. Isen förde med sig lerskiffer och sedimentära leror från Östersjön som bildade mycket bördiga moränfinleror. Detta landskap är mycket plant eftersom området utsattes för svallning i ishavet som medverkade till utjämning av formerna. *NO-moränen* avlagrades av en isström från NO som främst förde med sig urbergsmaterial från Småland och norra Skåne. Jorden består av morän-grovleror och är relativt mager. Landskapet är även här plant men med vissa inslag av långsträckta drumlinryggar. Ett fåtal områden med svämsediment och torvjordarter förekommer också inom dräneringsområdet. Ådalen sträcker sig in i det s.k. östra backlandskapet, som bildats genom dödisavsmältning och där torvjordarter ofta bildats i de avloppslösa sänkorna. Vissa partier med torvjord förekommer även i själva ådalen men de flesta torvmarker har idag odlats upp, och torvjordarterna har därmed arbetats in i matjorden eller forslats bort (Knutsson, 1970).

Marken inom området används främst för odling; 91 % av arealen i Eslövs



Figur 2. Topografisk karta över Brååns dräneringsområde.



Figur 3. Markanvändningen inom Brååns dräneringsområde.

kommun utgörs av åkermark och 66 % i Hörby (se figur 3). Naturvårdsreservatet Rövarekulan omfattar ett område där Bråån skurit ut en ca 25 meter djup ravin. Dalgången är här mycket intressant ur såväl geologisk, botanisk och zoologisk synpunkt.

2.2. Kort historik

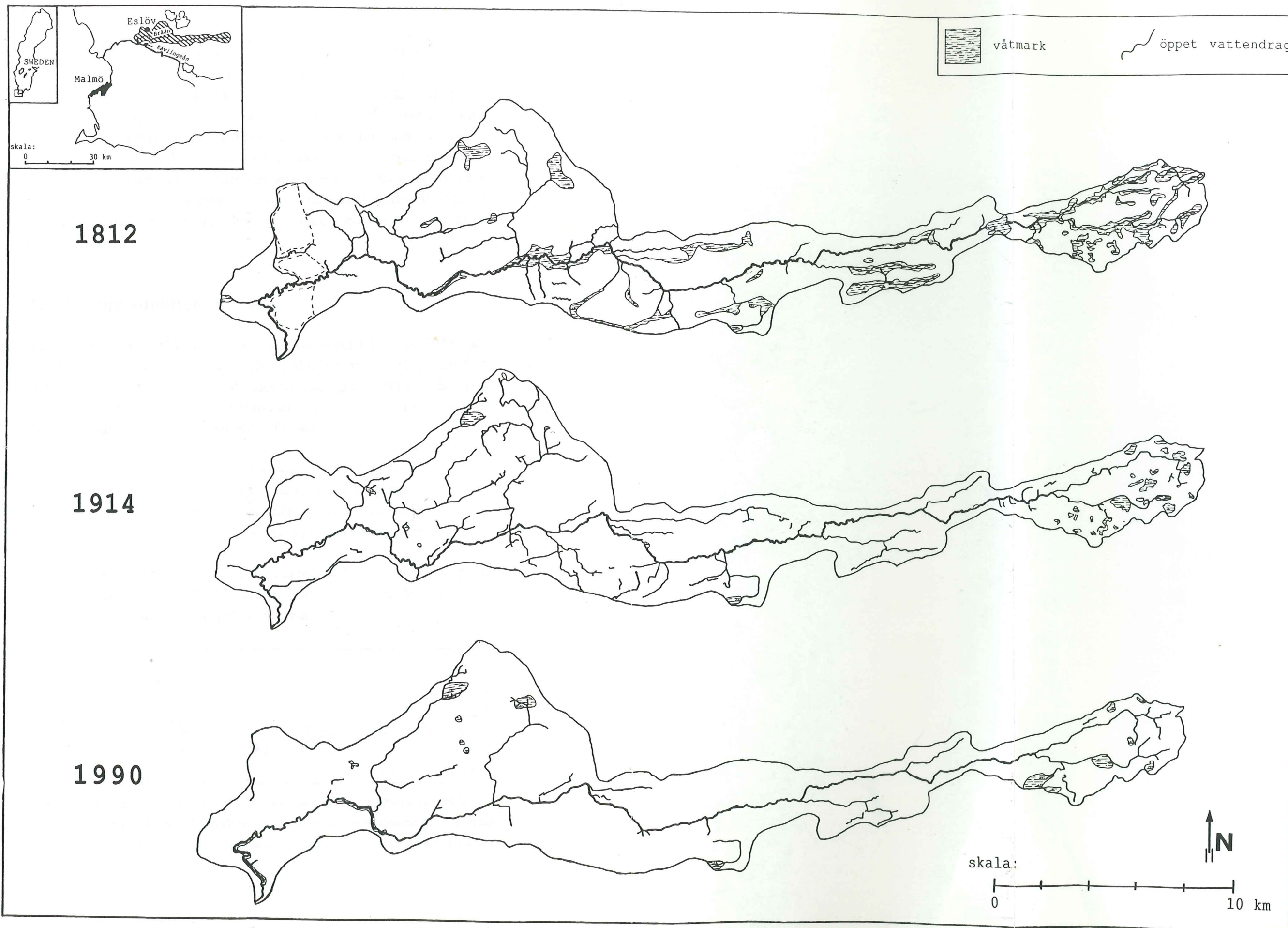
Jordbrukets utveckling i Sverige tog fart för omkring 300 år sedan. Reduktion 1680 medförde att en stor del av adelns jord övergick i böndernas ägo. Enligt Martinius (1982) innebar detta tillsammans med de skiftesreformer som inleddes under mitten av 1700-talet att vi i Sverige fick en fri bondeekonomi. De enskilda lantbrukarna fick själva tillgång till vinsten av sin produktion, vilket medförde en enorm aktivitet under 1800-talet med nyodlingar, nybyggnationer och tekniska innovationer som följd.

För att öka produktionen och effektivisera jordbruket genomfördes en mängd diknings- och grävningföretag på de skiftade gårdarna. Syftet var att förhindra översvämningar och vinna odlingsbar mark genom torrläggning. Brååns ursprungliga fåra ersattes av ett grävt dike från Hurva till Skarhults kvarn under slutet av 1800-talet (Weijman-Hane, 1970). Våtmarkernas förvandling till diken inverkar kraftigt på landskapsbilden (se figur 4) och medförde en förändrad sammansättning av flora och fauna. Dessutom minskade den självrenande förmåga som det ursprungliga dräneringssystemet haft. Självreningen berodde främst på den långa omsättningstiden som möjliggjorde omvandling av nitratkväve till atmosfärisk kvävgas och dessutom verkade som en buffert i systemet.

Konstgödslet slog igenom vid sekelskiftet, vilket medförde att översilningssystemet försvann. Översilning (eller ängavattning) som man använt sig av tidigare innebar att ån dämades upp och vatten leddes ut på ängarna i ett fint nät av grävda diken (se kapitel 4, figur 13). Marken gödslades i och med att grövre partiklar sedimenterade och lösta näringsämnen togs upp av växterna. Härmed renades även vattnet effektivt från närsalter. Under 1800-talet bestod hela 3 % av Skånes yta av översilningsängar (Miljödelegationen Västra Skåne, 1990).

Under 1900-talet kulverterades större delen av de diken som grävts under 1800-talet, vilket framgår av figur 3. Detta kan visserligen ha minskat uttransporten av fosfor till vattendragen (Alström&Åkerman, 1991) men troligen ökade kväveläckaget (Ryding&Rast, 1991).

Sedan 1940-talet har den procentuella andelen odlad mark i Sverige varit



Figur 4. Förändring av hydrografin inom Brååns dräneringsområde.

relativt konstant. De krav på ökad jordbruksproduktion som ställts från stat och lantbruksorganisationer under 1900-talet har istället fått effekten att enheterna blev större. Djurhållningen koncentrerades till större besättningar och åkerfälten slogs samman. Vallarealen inom de uppodlade områdena minskade därmed drastiskt och odlingshinder såsom vattendrag med omgivande vegetation, stengårdsgårdar, träridåer m.m. försvann (Persson 1976, Ihse, 1985, Ihse och Lewan, 1986). Dessutom ökade gödslingen och andelen plöjd mark vintertid markant. Samtliga uppräknade faktorer ledde till ökat näringsläckage och i kombination med vattendragens dåliga självrenande förmåga blev problemen med övergödning snart överhängande.

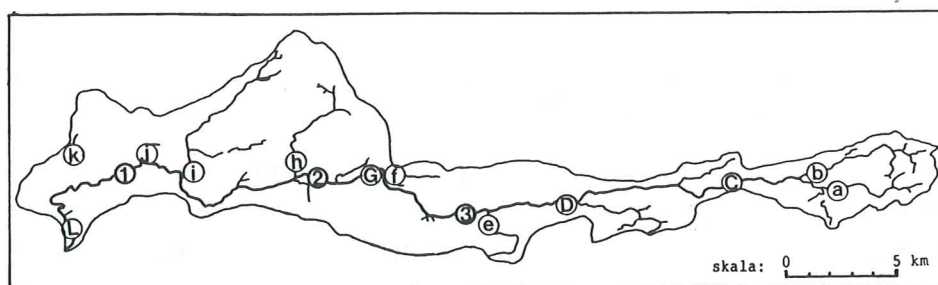
2.3. Näringsituationen i ån

Vattenkvaliteten i Bråån har undersökts kontinuerligt sedan 1958, och under 60-talet rapporterades vid ett flertal tillfällen om åns dåliga tillstånd, framför allt vid utloppet. Där drabbades vattendraget upprepade gånger av fiskdöd och dessutom bredde smutsvattensvamp ut sig. 1970 beskrev Weijman-Hane tillståndet i Bråån enligt följande:

"I samband med häftiga regn sommartid, som sätter botten-sedimenten i rörelse, kan bland annat fiskdöd förekomma och ån ser oftast ut såsom ett avloppsdike av anaerob karaktär."

(citat från s.94, Vattenbeskaffenhet i Bråån)

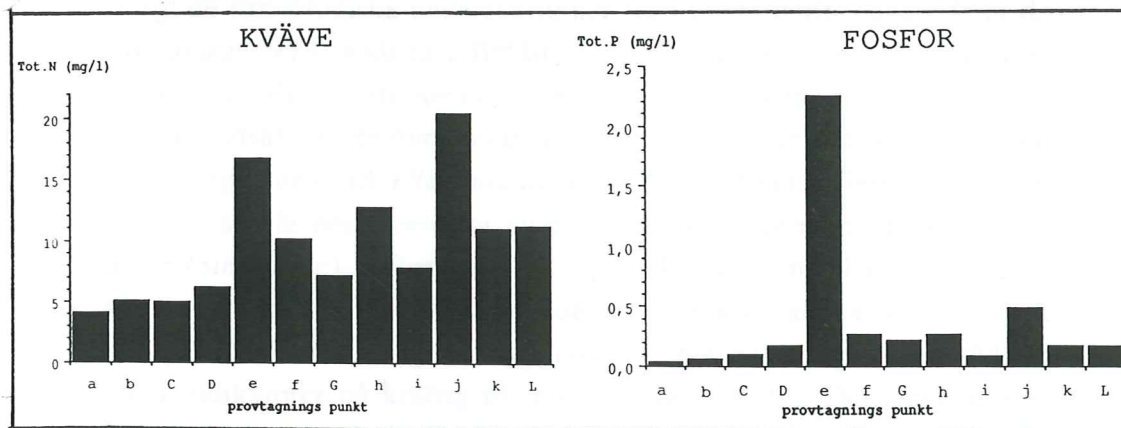
Tillståndet beskrevs som särskilt allvarligt mellan Eslöv och Örtofta p.g.a. föroreningsbelastningen från Eslöv. Uppström Eslöv antogs ån framför allt vara påverkad av näringsläckage från åkermark.



Figur 5. Provtagningspunkter för vattenanalys inom Brååns dräneringsområde. 1-3 anger var Kävlingeåns vattenvårdsförbund tar prover och a-L representerar kommunernas provtagningspunkter. Liten bokstav innebär att provet tas i ett biflöde medan det vid stor bokstav tas i huvudfåran.

Idag undersöks närsaltbelastningen i ån av berörda kommuner en gång i månaden vid 12 olika punkter (se figur 5). Dessutom har Kävlingeåns vattenvårdsförbund 3 kontrollpunkter i ån från vilka vattnet analyseras en gång i halvåret.

Belastningssituationen under 1989 framgår av figur 6. Punkt E och J är belägna nedströms reningsverk och som kan ses i figuren påverkas koncentrationen kraftigt av dessa. Enligt uppgifter från miljö- och hälsoskyddsförvaltningen i Eslöv pågår dock utbyggnad av reningsverken och en annan bild av näringsbelastningen kan följaktligen förväntas i framtiden. Även om läckaget från åkermarken är den största föroreningskällan så är vattenföringen ofta hög vid dessa läckagetillfällen. Punktutsläpp däremot kan även ske vid låg vattenföring, vilket ger höga koncentrationer. Detta kan ge förödande konsekvenser för vattenorganismerna.

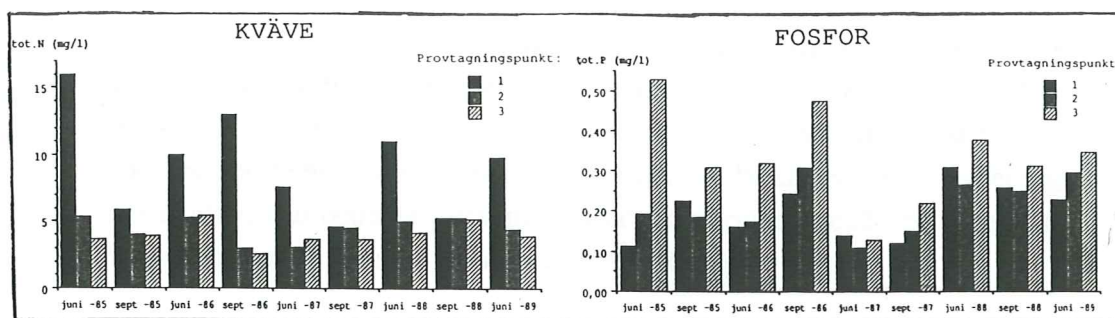


Figur 6. Genomsnittliga koncentrationer av kväve och fosfor under 1989. Provtagningen har utförts månadsvis av berörda kommuner. Läget för punkt a-L redovisas i figur 5.

Enligt Ryding och Rast (1991) måste provtagning ske noggrant inför bedömningen av närsaltflöde och eutrofieringsgrad i vattendrag. Vattenprover måste tas vid samma tidpunkt så att naturliga dygns- och årstidsvariationer inte blir utslagsgivande. Vidare bör de analyseras vid samma laboratorium och långa, kontinuerliga provtagningsserier rekommenderas eftersom skillnaden mellan olika år kan vara betydande. Tyvärr har kommunernas mätprogram bara pågått i ett par års tid, vilket gör det svårt att dra några direkta slutsatser av det.

Som framgår av figur 7 varierar närsaltkoncentrationerna mycket, både i tid och rum. Kävlingeåns vattenvårdsförbunds mätningar visar dock att fosforkoncentrationerna är störst högre upp i dräneringssystemet medan höga kvävekoncentrationer dominerar längre ner. Detta säger dock

ingenting om den totala transporten eftersom inga flödesmätningar görs i de olika punkterna i samband med provtagningen.



Figur 7. Kväve- och fosforkoncentrationer i Bråån i juni och september 1985-1989. Staplarna representerar koncentrationen vid ett provtagningsstillfälle. Proven är tagna på uppdrag av Kävlingeåns vattenvårdsförbund vars tre provtagningspunkter finns angivna på kartan i figur 5.

Enligt de limnologiska undersökningar som gjorts under senare år är de biologiska förhållandena i Bråån klart påverkade av en hög näringsbelastning. Ekologgruppens undersökning av bottenfaunan i Hörby kommun visar att i de övre delarna av ån förekommer arter som iglar och sötvattengråsugga (*Asellus aquaticus*), vilket indikerar förorenat vatten. Dominansen är dessutom stor av dagmaskar (*Oligochaeta*) och knottlarver (*Simuliidae*), vilket tyder på organisk belastning (Ekologgruppen, 1987). Nedströms Rövarekulan domineras bottenfaunan av glattmask (*Tubifex Sp.*) och röda fjädermygglarver (*Chironomus sp.*), som båda är säkra indikatorer på kraftig påverkan (Strand, 1990). Den vegetationsinventering som genomfördes sommaren 1990 visar att de eutrofi-indikerande arterna Kranssvalting (*Alisma plantago-aquatica*), Vanlig Andmat (*Lemna minor*) och Stor Igelknopp (*Sparganium erectum*) förekommer rikligt längs hela ån. Ställvis förekommer mycket kraftiga bestånd av grönalger (*Cladophora sp.*) och bitvis är ån i det närmaste igenväxt av Bladvass (*Phragmites communis*), Bredkaveldun (*Typha latifolia*) och Säv (*Scirpus lacustris*) (Strand, 1990).

Näringsläckaget inom Brååns dräneringsområde kan således antas vara omfattande, vilket även bekräftas av uppmätta nitrathalter i grundvattnet. Eslövs kommun uppmäter på vissa ställen halter kring 20 mg nitrat-nitrogen/liter. Enligt livsmedelsverket indikerar koncentrationen 5 mg nitrat-nitrogen/liter att vattnet är förorenat och tjänligt med anmärkning. Nitrat i större doser kan försämra blodets syreupptagande förmåga, varför dricksvatten med mer än 10 mg nitrat-nitrogen/liter inte bör ges till små barn eller gravida kvinnor. I Hörby kommun meddelar man att sedan 1983 har 75 % av samtliga provtagna vattentäckter i området haft förhöjda nitrathalter enligt livsmedelsverkets normer.

3. Näringsläckage från åkermark

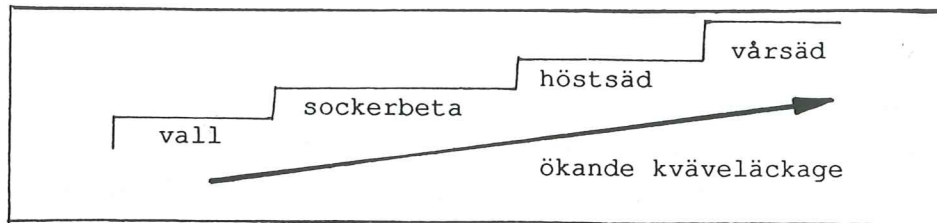
Näringsläckaget från åkermark sker dels via markvattnet och dels via det ytavrinnande vattnet. Generellt kan man säga att kväve rör sig nedåt i markprofilen med markvattnet, medan fosfor finns bundet till det sediment som transporteras med ytvattnet. Eftersom de två läckagevägarna skiljer sig markant åt, vad beträffar urlakningsprocess, näringsinnehåll och åtgärdsform kommer de här efter att behandlas var för sig.

3.1. Näringsläckage via markprofilen

Infiltrerande och perkolerande vatten för med sig höga halter av växtnäringsämnen genom markprofilen, främst kväveföreningar då dessa ofta är lösliga i vatten. I markvattnet förekommer kväve i många former, främst som nitrat (NO_3^-) och ammonium (NH_4^+). Det är framför allt nitrat som är mycket lösligt och rör sig med markvattnet (Tamm, 1991). Större delen av kvävet finns dock lagrat i marken, bundet till organiska föreningar. Genom mikrobiell nedbrytning frigörs ur denna kvävepool årligen 50-200 kg N/ha. Det kväve som läcker från åkrarna härstammar framför allt från denna upplagrade näring. Mindre än 10 % av utlakat kväve har sitt ursprung i samma års tillförsel från konstgödsel eller luftdeposition (Andersson, 1986).

Näringsläckaget via markprofilen varierar kraftigt både i tid och rum. Enligt Andersson (1986) är läckaget framför allt beroende av klimat, jordart, gröda och gödsling. Kraftig *nederbörd* medför stor utlakning, framför allt under vår, vinter och höst då det saknas vegetation som kan tillgodogöra sig näringen. I norr hindras urlakningen effektivt av *tjälen* under vinterhalvåret och vid snösmältningen rinner det mesta vattnet av på ytan utan att föra med sig så mycket kväve. (Detta gäller dock inte under vissa speciella omständigheter, se avsnitt 3.2.) *Jordartens* inverkan på kväveläckaget står i direkt relation till dess dräneringsförmåga. En sandig jord har hög infiltrationskapacitet och eftersom det perkolerande vattnet för med sig höga halter kväve blir läckaget betydligt större än t.ex. i en lerjord. *Gödslingen* sker en gång om året med en tillräckligt hög gödselgiva för att grödan ska få sitt behov tillfredsställt under hela vegetationsperioden. Då det inte finns någon vegetation som kan ta upp näringen (t.ex. vid själva gödslingstillfället) byggs jordens kvävepool upp och utlakning sker så småningom. Användningen av stallgödsel medför ofta att lantbrukaren övergödslar eftersom stallgödsel är billigt och ofta i överskott. Dessutom måste kväveföreningarna i stallgödslet brytas ned innan växterna kan

tillgodogöra sig det, vilket sker under en längre period än själva växtsäsongen. Olika *grödor* medför olika stort läckage eftersom de har olika behov av växtnäring och förmågan att ta upp tillförd näring varierar (Rundqvist, 1985). Generellt kan man säga att vall medför litet läckage medan vårsäd medför mycket stort (se figur 8).



Figur 8. Kväveläckagets variation med några olika grödor enligt uppgift från Brink (1987). Trappstegen i figuren är ej proportionella.

Vatten och näringsämnen rinner så småningom antingen ut i ett öppet vattendrag eller ned i själva grundvattenmagasinet. Grundvattnet i moderna jordbruksområden kan därför antas ha mycket höga nitrathalter (Ryding&Rast, 1991).

Enligt Joelsson och Eha (1983) kan man förvänta sig ett läckage på 30-40 kg N ha⁻¹år⁻¹ från åkermark i ett område av Brååns typ. Detta ska jämföras med ett av människan opåverkat bakgrundsvärde på 1 kg N ha⁻¹år⁻¹ (Odén, 1975).

3.2. Näringsläckage via ytavrinning

För att man ska få en helhetsbild av näringsläckaget är det mycket viktigt att ta hänsyn till den fosfortransport som inträffar vid ytavrinning. Läckaget av kväve via ytavrinning är förhållandevis lågt, och ligger troligen under 1 % av det totala kväveläckaget. Vissa omständigheter, t.ex. spridning av stallgödsel i snö eller på tjälad mark, medför dock ett kraftigt läckage av kväve via ytavrinning (Brink et al., 1983, Alström&Åkerman, 1991). Att fosforläckaget däremot ofta är omfattande vid ytavrinning beror på att det fosfor som förekommer i marken framför allt är bundet i större organiska föreningar och till partiklar (Anderson, 1986). Partiklarna kan lösgöras och transporteras vid erosion och ytavrinnande vatten. Undersökningar vid Ringsjön visar att ca 50% av fosforläckaget utgörs av partikelbundet fosfor (Brink&van der Meulen, 1987).

Jorderosion är en process som består av två faser; lösgörandet av partiklar

från jorden och transport av dessa. När det inte finns tillräckligt med kraft hos den eroderande agenten för att transportera partiklarna, inträder en tredje fas - depositionen. Lösgörandet av partiklar sker mest effektivt genom regndroppserosion men kan också ske vid ytavrinning, genom mekanisk eller biokemisk vittring samt genom att jordstrukturen förstörs vid t.ex. plöjning och upptrampning av människor och djur (Morgan, 1979).

Ytavrinning uppstår antingen genom att nederbördens intensitet överstiger jordens infiltrationskapacitet eller p.g.a. att grundvattenytan når upp till markytan så att vattnet inte kan infiltrera. Det ytavrinnande vattnets förmåga att lösgöra, transportera och deponera partiklar beror främst på dess hastighet, som i sin tur är en funktion av flödets djup, slutningens lutning och markytans ojämnheter. I sydsvensk åkermark kan ytavrinningen antingen verka eroderande över hela ytor i form av ytavspolning eller ge upphov till koncentrerade flöden som eroderar i fåror, s.k. rännilar. Näringsläckage sker framför allt via ytavrinning i fåror, då dessa ofta söker sig ända fram till vattendragen där näringsämnena leds ut (Foster, 1982, Alström&Åkerman, 1991). Ytavspolning, som inte ansluter till någon rännil, ger främst upphov till omfördelning av jorden inom åkerfältet. Angränsar fältet direkt till ett öppet vattendrag kan man dock förvänta sig ett betydande näringsläckage även här.

Ytavrinningen är främst beroende av klimat, topografi, jordart, gröda och brukningsmetoder. *Klimatet* bidrar till ytavrinning vid korta intensiva nederbördstillfällen samt när jorden är vattenmättad eller frusen. Vattentillförseln kan då bli högre än infiltrationshastigheten. *Topografin* påverkar intensitet och lokalisering av vattenerosion. En slutnings lutning påverkar främst vattenhastigheten, medan formen och längden har inflytande över var ytavrinnande vatten koncentreras och hur stora flöden som uppstår (Alström&Åkerman, 1991). *Jordarter* är olika benägna för erosion. Erodibiliteten varierar bl.a. med jordens textur, aggregatstruktur, infiltrationskapacitet och organiska innehåll. Olika *grödors* inverkan på erosionen består dels i förmågan att täcka marken och därigenom skydda jorden från regndroppserosion, dels i växtrötternas förmåga att både luckra upp och binda jorden. *Brukningmetoderna* kan ofta vara avgörande för vattnets framfart. Det är t.ex. mycket viktigt att inte lämna marken bar samt att plöja marken längs med konturlinjerna (Alström&Åkerman, 1991).

Enligt Odén (1975) har en lerslättå av Brååns typ ett naturligt tillflöde av fosfor på ca $0.06 \text{ kg P ha}^{-1}\text{år}^{-1}$ - idag beräknas läckaget enbart från åkermarken vara omkring $0.4 \text{ kg P ha}^{-1}\text{år}^{-1}$ (Joelsson&Eha, 1983).

4. Åtgärder

För att komma till rätta med problemen som uppstår vid näringsläckage från åkermark krävs ofta okonventionella metoder. På 60-talet ville man lösa föroreningsproblemen i Bråån genom att konstruera en avskärande ledning från Eslöv till Öresund. Inom Kävlingeåns vattenvårdsförbund fanns långt framskridna planer med detaljerade skisser på hur en dylik ledning skulle se ut och fungera (Weijman-Hane, 1970). Idag är vi dock medvetna om havets begränsningar som avfallsdepå och kan inte längre acceptera en sådan strutsmentalitet utan måste försöka finna mer bestående lösningar.

En populär metod idag för att rena vattendrag från närsalter, går ut på att återskapa de vattendrag och våtmarker som tidigare rätats eller dikats ut. På så sätt utnyttjas både vattendragens förmåga till självrening och våtmarkernas ofta optimala förutsättningar för att nitratkväve ska övergå till kvävgas (s.k. denitrifikation) (Tamm, 1991). Vattnets ökade uppehållstid medför dessutom att risken för kraftig ytavspolning troligen minskar (Alström&Åkerman, 1991).

Ett annat tillvägagångssätt för att reducera närsaltflödet är att minska läckaget från åkermarken. Detta sker bl.a. genom anpassning av gödselgivor, brukningsmetoder och grödor efter rådande naturförhållanden.

Bäst resultat ger en kombination av de olika metoderna. Att helt kunna stoppa näringsläckaget är förmodligen en utopi, men de här föreslagna åtgärderna skulle kunna minska läckaget markant. Flertalet av de åtgärder som föreslås i den här uppsatsen medför dessutom att landskapet blir mer omväxlande, faunan och floran mer varierad samt ger förutsättningar för rekreation och jakt.

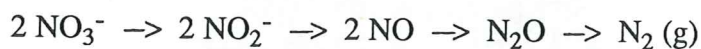
4.1. Åtgärder i anslutning till vattendragen

Naturliga dräneringssystem med meandrande vattendrag, dammbildningar och våtmarker har ofta en god självreande förmåga. Vattendrag med låg strömning och lång uppehållstid fungerar som "näringsfällor" eftersom näring binds i organismer och sediment. Detta medför en viss bortförsel av närsalter från systemet och verkar som en buffert. Denna buffert hindrar eutrofiering nedströms eftersom näringsämnen binds under vegetationsperioden (Ryding&Rast, 1991). Dessutom motverkar den troligen erosion i och med att vattenfluktuationerna minskar och därmed risken för

översvämning och ytavspolning längre ned i dräneringssystemet (Alström&Åkerman, 1991).

I dräneringssystem med omväxlande vattenföring sedimenterar suspenderat material där vattenströmningen minskar, vilket innebär att den partikelbundna fosfor avlägsnas. Väl sedimenterad är fosfor orörlig och bunden i bottensedimentet så länge vattnet är väl syresatt (Furumai&Ohgaki, 1989, Ryding&Rast, 1991).

Vid nedbrytningen av organiskt material omvandlar mikroorganismer en del av nitratkvävet till kvävgas som avges till atmosfären. Denitrifikationen sker framför allt under mörka anaeroba förhållanden, enligt följande förenklade reaktionsformel:



I eutrofa vattendrag sker således denitrifikationen främst i kontaktytan mellan dåligt syresatta bottensediment och vatten (Wetzel, 1975).

En del av de närsalter som är uppbundna i organismer frigörs vid nedbrytningen och finns kvar i ekosystemet, men till viss del då omvandlade till icke upptagbara partiklar (Nichols, 1983). Bäst effekt får dock de olika "närsfällorna" om man skördar dem och på så sätt handgripligen avlägsnar närsalterna. Några av åtgärderna går utmärkt att kombinera med odling av energiskog eller energigräs. Dammar kan man med fördel använda för att odla alger som sedan används för framställning av foder eller biogas. Det kan även vara lämpligt med fiskodling. Odling av rovfiskar, som medför långa näringskedjor inom ekosystemet, har gett mycket bra resultat på närsaltrening i vattendrag i bl.a. Tyskland, England, Tjeckoslovakien och USA (Ryding&Rast, 1989). Dammbottarna bör muddras emellanåt och det näringsrika vattnet används lämpligen för bevattning av åkermark.

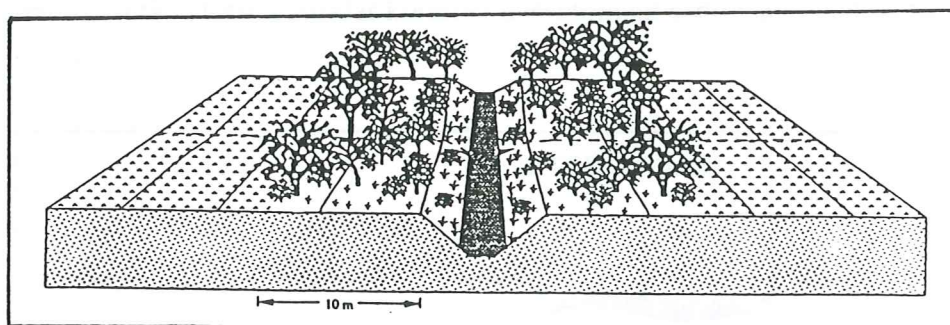
Nedan följer en kort presentation av s.k. "naturliga närsfällor", som är lämpliga för att åtgärda närsaltproblemen i Bråån. Uppgifterna om åtgärderna har hämtats från Ekologgruppen (1990), Miljödelegationen Västra Skåne (1990), och Stream and Benthic Ecology Group (1990). Det är lämpligt att kombinera de olika "närsfällorna" i landskapet så att eutrofiering hindras längre ner i dräneringssystemet. Även beträffande kvävereduktion är det lämpligt med fler mindre anläggningar, eftersom det är praktiskt svårt att anlägga en stor "närsfälla" med kapacitet att rena hela ån.

Skyddszoner

På vardera sidan om vattendraget lämnas mellan 5 och 10 meter av marken

obrukad (se figur 9). Detta är den mest grundläggande åtgärden för att komma åt närsaltläckaget av både kväve och fosfor. Skyddszonerna lämnas för naturlig succession och bör även planteras med träd där det är lämpligt.

Lösta näringsämnen kan tas upp av växternas rötter, denitrifieras eller bindas till markens kolloider vid infiltration och passage genom markskiktet. Dessutom kan partiklar som förs med ytvattnet fastna i zonen. Detta sker dels genom att markens undervegetation fungerar som ett filter, dels genom att vattnet får nedsatt flödes hastighet vilket medför sedimentation.

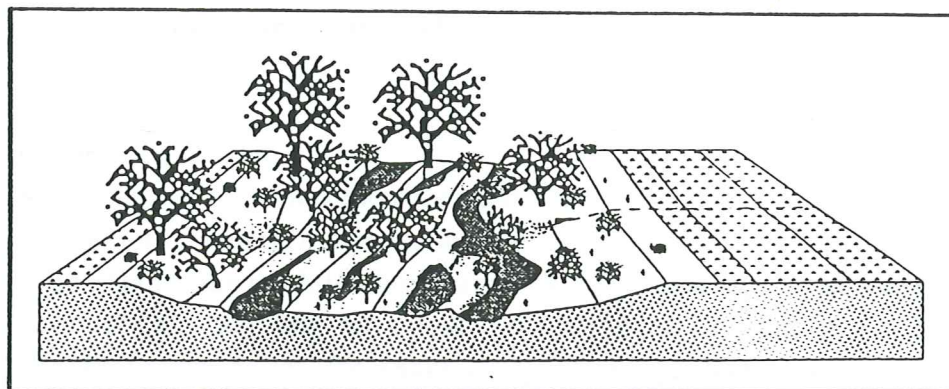


Figur 9. Exempel på hur skydds-zoner bör anläggas på ömse sidor vattendraget (Stream and Benthic Ecology group, 1990).

Sumpskog

Sumpskog förekom avsevärt mycket i det sydsvenska jordbrukslandskapet under 1800-talet. Denna skulle kunna återskapas genom uppdämningar eller genom att fuktängar får växa igen under en längre tid. Marken i en sumpskog svämvas över upprepade gånger under året och under större delen av tillväxtperioden är marken fuktig (se figur 11).

Denitrifikationshastigheten är här mycket hög eftersom anaeroba förhållanden ofta bildas.

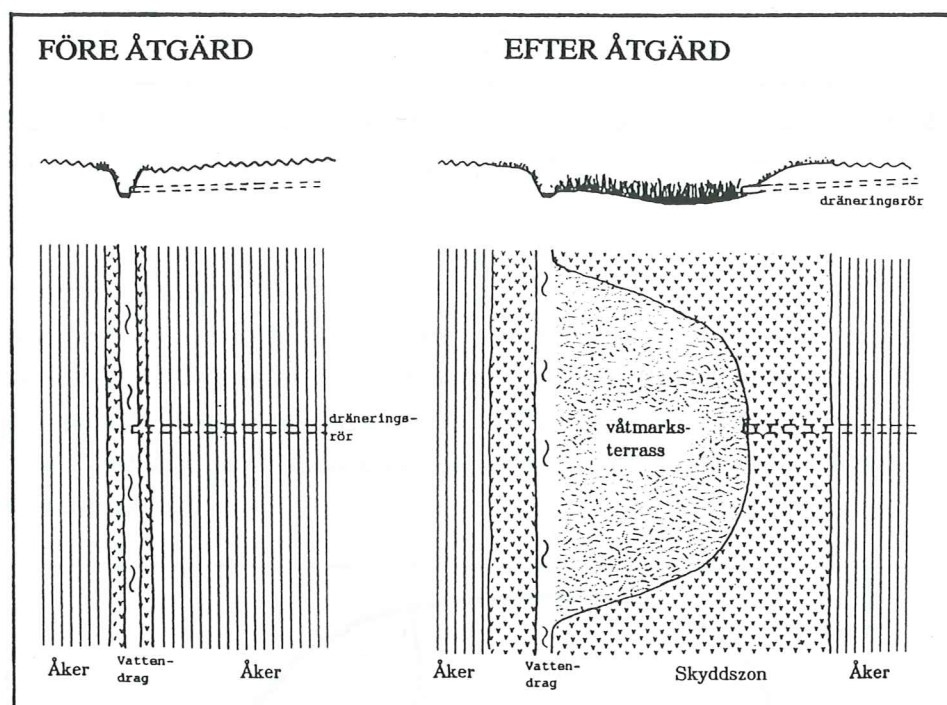


Figur 10. Sumpskog längs med vattendraget (Stream and Benthic Ecology group, 1990).

Hästskovåtmarker

Anläggs som utvidgningar av åfåran, riktade mot ett eller flera tillflöden, så att en hästskoformad minivåtmark bildas (se figur 10). Denna bör vara ca 10 meter bred, sträcka sig 6-8 meter in i skyddszonen och ha ett djup som nästan överensstämmer med åfårans botten. Dimensionerna får dock anpassas efter vattenflödet; under lågvatten ska hästskon vara torr och under högvatten översvämmas kraftigt. I hästskovåtmarken planteras lämpligen vassbildande arter.

Vattnet från tillflödet kommer att sippra genom jord och rötter där näringen avlägsnas. Processen kan liknas vid de "rotfilter" som används i reningsverk. Större partiklar kommer dessutom att sedimentera då vattnets hastighet minskar.

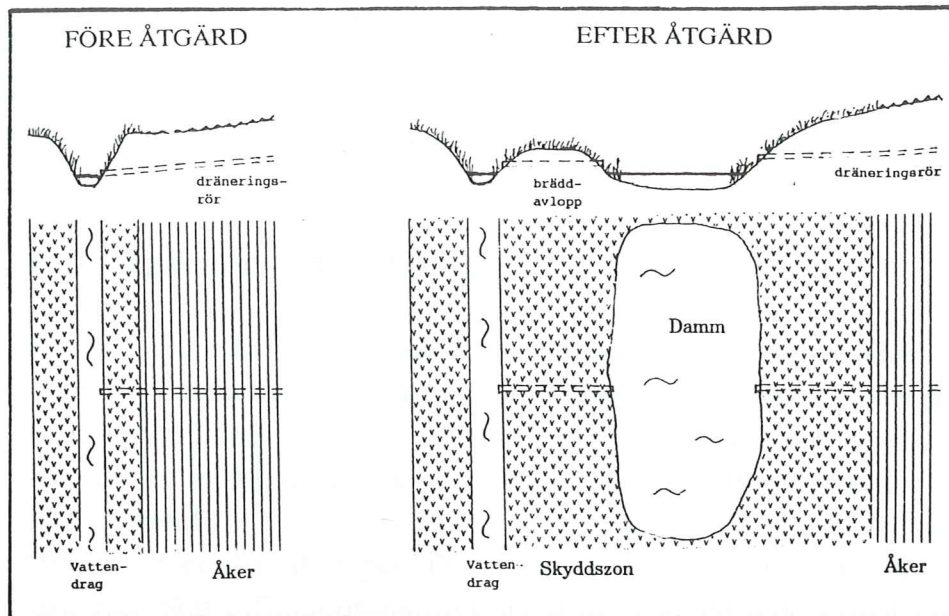


Figur 11. Hästskovåtmarkens placering i förhållande till vattendraget (Ekologgruppen, 1990). Figuren visar översiktligt hur våtmarken anläggs.

Dammar

Kan anläggas intill huvudfåran men framför allt i nedre delen av ett tillflöde (se figur 12), antingen som en stor damm eller som flera små dammar i följd. Dammarna måste dimensioneras noga med tanke på varierad vattenföring och bör ha minst 3-5 dygns omsättning på vattnet. (Beräkningsmodeller för exakt design finns på Sveriges Lantbruks Universitet i Uppsala).

Fasta partiklar sedimenterar på botten, denitrifikation sker och dammen fungerar som en närings- och vattenbuffert i systemet.

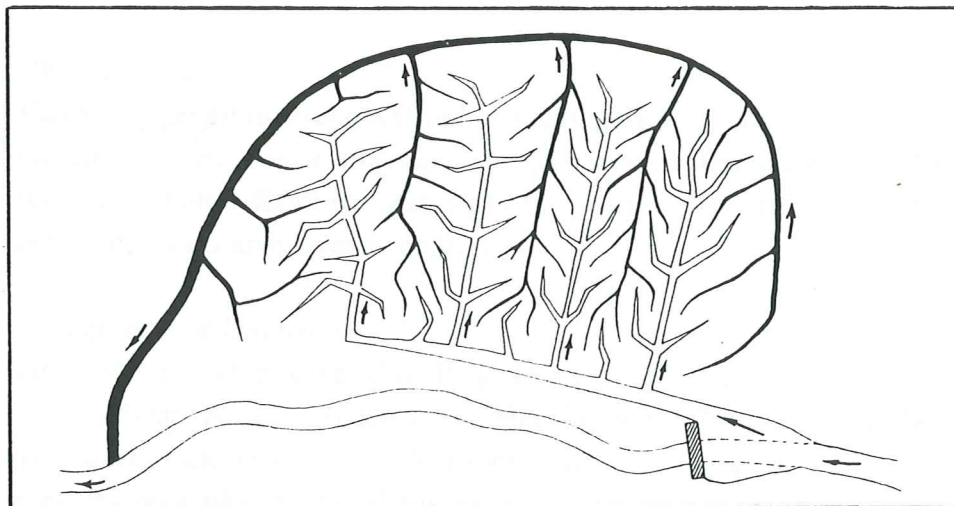


Figur 12. Damm i anslutning till ett kulverterat biflöde. Figuren visar området före och efter dammens anläggning (Ekologgruppen, 1990).

Översilningsängar

Kan betecknas som våtmarker vars vattenregim styrs av människan. Dessa anläggs i hydrologiska inströmningsområden eller drivs av pumpanordningar och skördas genom slåtter eller bete (se figur 13).

Vattnet renas genom sedimentation, näringsuppbinding i biomassa samt denitrifikation.



Figur 13. Principskiss av en översilningsäng (Ekologgruppen, 1990).

Våtängar

Här ingår fuktängar, mader och vassområden i mer eller mindre nära

anslutning till dammar och rinnande vatten. De uppkommer spontant genom grundvattnets hög- och lågvattenperioder om låglänta områden dämms upp så att de tidvis svämmas över. Under torrperioderna bör de betas eller slås.

Principen för rening är den samma som hos översilningsängar.

4.2. Åtgärder i åkerfälten

Ett sätt att minska näringsflödet är att angripa själva utsläppskällan och hindra åkerfälten från att läcka närsalter. Nedan nämns några åtgärder som medför att tillförd näring mer effektivt binds upp i grödor och vegetation och därmed avlägsnas vid skörden. Näringstransporten via ytavrinning, d.v.s. framför allt fosforläckaget, minskas om markvårdande brukningsmetoder tillämpas. Dessa minskar möjligheten för jord att lösgöras, ökar infiltrationsmöjligheterna för ytavrinnande vatten samt bidrar till ökad sedimentation av eroderat material. På så sätt minskas näringsläckaget effektivt. Dessa åtgärder bör absolut tillämpas inom särskilt känsliga områden. Mer detaljerade beskrivningar av åtgärderna har bl.a. gjorts av Andersson (1986) och Alström & Åkerman (1991).

Anpassade gödselgivor

Gödselgivan bör ges i mindre doser vid ett flertal tillfällen samt vara anpassad för typen av gröda och dess utvecklingsstadium, så att tillförd näring tas upp av vegetationen istället för att läcka ut i vattendragen. Gödning får absolut inte ske i samband med snö eller tjäle eftersom ytavrinningen då kan bli mycket kraftig.

Ökad vallareal

Vallodling ger ett mycket bra skydd mot näringsläckage eftersom vallen har ett tätt och välutvecklat rotsystem samt hög marktäckning året runt. Nötproduktion borde därför stimuleras på bekostnad av uppfödning av fjäderfä och svin, som främst lever av ettåriga grödor.

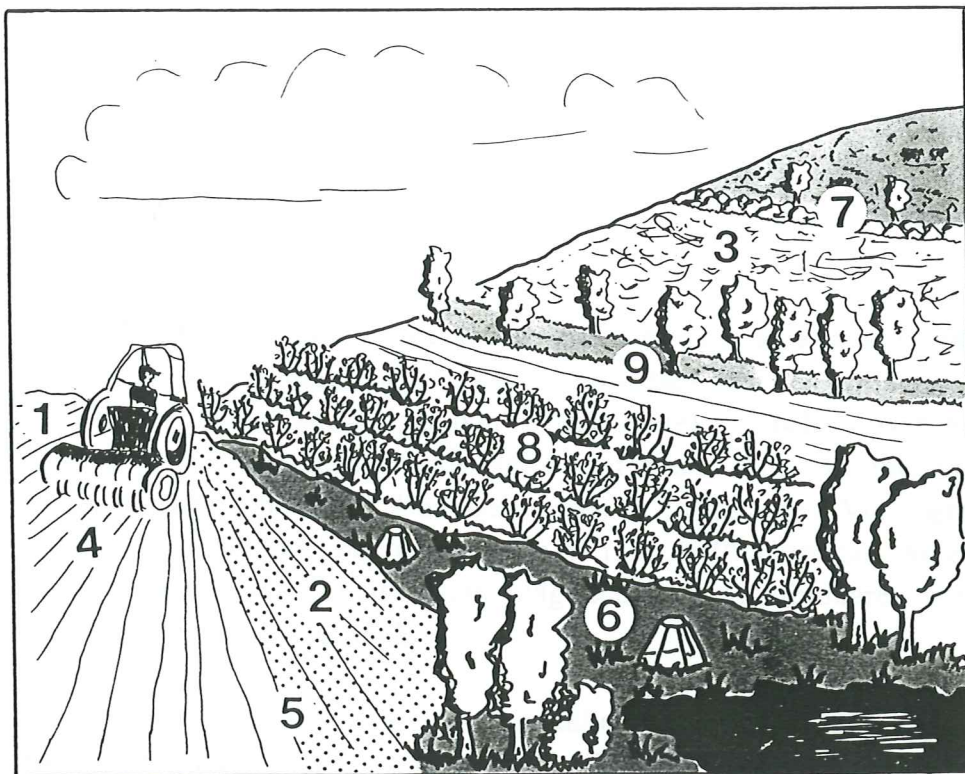
Fånggrödor/mellangrödor

Om mellangrödan utvecklas långsamt kan den sås samtidigt med huvudgrödan. Annars sås den direkt efter skörden. Målet är att hålla åkern vegetationstäckt så stor del av året som möjligt. Det är särskilt viktigt med mellangrödor på dräneringskänsliga jordar, på odlingar med vårsäd som har kort växtsäsong samt på gårdar med stor djurhållning och mycket stallgödsel.

Markvårdande brukningsmetoder

Följande åtgärder minskar mängden ytvavrinnande vatten och dess erosiva verkan samt skyddar jorden från att eroderas. Åtgärdsförslagen är hämtade från Alström och Åkerman (1991) och illustreras i figur 14.

1. Plöjning på våren efter snösmältningen istället för på hösten.
2. Direktsådd, d.v.s. sådd utan jordbearbetning direkt i föregående års gröda.
3. Skörderester, t.ex. halm, lämnas kvar på fältet över vintern.
4. Brukning av jorden efter höjdkurvorna, d.v.s. vinkelrätt mot sluttningen.
5. Bandodling, vilket innebär att grödor med olika vegetationsperiod varvas i band som följer höjdkurvorna (t.ex. varvas stråsäd med vall).
6. Permanent gräsvall i svackor där ytvavrinnande vatten koncentreras.
7. Fältgränser markeras med kraftiga vegetationsstråk, trädridåer eller stengärden.
8. Stråk med energiskog längs konturerna i landskapet.
9. Avledande diken mellan åkerfält eller längs markvägar. Dikeskanterna måste dock vara stabila och skyddszoner ska finnas längs vattendraget.



Figur 14. Exempel på åtgärder inom åkermark med erosionsrisk. Siffrorna i figuren återfinns i texten ovan (Alström&Åkerman, 1991).

4.3. Reningseffekter och kostnader

Tabell 1 visar uppskattad effekt och kostnad för kvävereduktion genom några av de aktuella åtgärderna. Enligt beräkningar som gjorts av SSK (1989) blir kvävereduktionen i s.k. "naturliga näringsfällor" ca 18 gånger billigare än i kommunala reningsverk. Där kostar 1 kg N omkring 270 kr att rena. Det måste dock poängteras att detta är ett nytt forskningsområde och det krävs långa mätserier och intensiva detaljstudier för att få fram "näringsfällornas" verkliga effekt. Tyvärr finns ännu inga uppgifter att tillgå beträffande fosforrening.

Tabell 1. Beräknad effekt och kostnad för några av de föreslagna åtgärder som renar vatten från näring. Uppgifterna är hämtade från Miljödelegationen Västra Skåne (1990).

Åtgärd	Maximal kvävereduktion (kg ha ⁻¹ år ⁻¹)	Kostnad (kr ha ⁻¹ år ⁻¹)
översilningsängar	500	15 000
dammar	2 000	100 000
våtmarker	500	10 000
skyddszoner	50 kg km ⁻¹ år ⁻¹	3 000 kr km ⁻¹ år ⁻¹
höstsådda grödor el. fånggrödor&mellangrödor på:		
sandjord	20	350
lerjord	5	350

Kostnaderna kan variera något. De är bl.a. beroende av kvaliteten på marken (d.v.s. arrendekostnader) och det underhåll som kan komma att krävas (t.ex. pumpanordningar och skördearbete). I tabellen ovan är kostnaderna för införandet av höstsådda grödor eller fång- och mellan-grödor beräknade på att 60 % av åkerarealen är höstbevuxen. Vid högre andel blir åtgärderna dyrare eftersom de då innebär förändringar i åkermarken som kan betraktas såsom olägenheter för lantbrukaren och ersättning följaktligen bör utgå.

Det är viktigt att åtgärda så nära utsläppskällan som möjligt för att uppnå högsta effektivitet. Höga närsaltkoncentrationer gör att stora mängder reduceras och därmed blir anläggningen mer ekonomiskt lönsam.

5. Metodbeskrivning

Om näsaltbelastningen i ån ska kunna reduceras är det viktigt att åtgärderna sätts in där de behövs bäst och blir effektivast. Eftersom den här studien är inriktad på näringsläckage från åkermark gjordes först en markanvändningskartering genom flygbildstolkning av IR-färgbilder från 1986 (se figur 3 i kapitel 2). För att kunna anlägga åtgärderna så nära utsläppskällorna som möjligt (något som är lämpligt både ur ekonomisk och naturvårdande synvinkel) lokaliserades områden från vilka man kunde förvänta sig ett högt närsaltläckage antingen via markprofilen eller via ytavrinning. Med utgångspunkt från den problembild som då framträdde, har åtgärder föreslagits med hänsyn till läckagets karaktär och rådande naturförhållanden. Flertalet av läckageområdena besöktes i fält under sommaren 1990 och under vårvintern 1991.

5.1. Lokalisering av läckaget via markprofilen

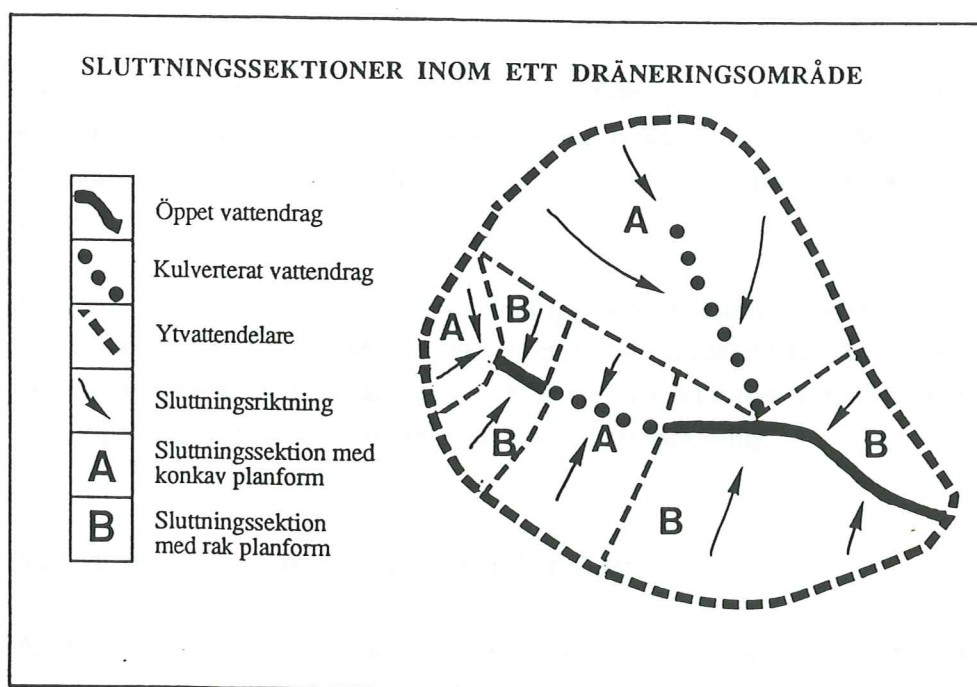
Brååns dräneringsområde är kraftigt utdikat och större delen av åkerarealens markvatten samlas upp i dräneringsrör och kulvertar, som leder vattnet direkt ut i ån. Markvattnet från åkermarken innehåller höga halter nitratkväve (Tamm, 1991) och sålunda kan man förvänta sig stora utsläpp vid kulvertarnas mynnningar. För att få en uppfattning om näringsläckaget via markprofilen lokaliserades därför alla större kulvertar. Eftersom klimatet kan antas ha varit relativt konstant de senaste 200 åren har större täckdikningsföretag kunnat lokaliseras genom studier av det ursprungliga dräneringssystemets förändring i tiden. Bråån med biflöden kartlades vid tre olika tidpunkter (se figur 4 i kapitel 2) med hjälp av Skånska Rekogniseringskartan från 1812 (skala 1:30 000) samt ekonomiska kartor från 1914 (skala 1:20 000) och från 1976 (skala 1:10 000). Fuktäng, kärr och mosse klassificerades som våtmarker. Som vägledning vid tolkningen av Skånska rekogniseringskartan användes den indelning som föreslagits av Emanuelsson och Bergendorf (1983). Information om dräneringssystemet tillkom dessutom från Lantbruksnämnden i Malmö och vid fältarbetet.

Uppgifter om dräneringskänsliga jordar, i vilka mycket markvatten och därmed näringsämnen transporteras, har hämtats från Länsstyrelsens Miljöatlas i skala 1:50 000.

5.2. Lokalisering av ytläckaget

Närsaltläckaget via ytavrinnande vatten bedömdes genom kartering av erosionsriskområden och s.k. skyddszoner längs vattendraget.

Erosionsriskkarteringen gjordes enligt Alström och Åkermans metod som bl.a. finns beskriven i licentiatavhandlingen "Vattenerosion i sydsvensk jordbruksmark" (1991). Metoden grundar sig på att det är topografin som är avgörande för omfattningen av vattenerosion i sydsvensk åkermark och att det är rännilserosion som är av betydelse för uttransporten av sediment och näring från åkerfälten. Det är följaktligen risken för rännilserosion p.g.a. topografiska förhållanden som bedöms. Enligt metoden lokaliseras först ytvattendelarna i det studerade området, så att ytvattnets rörelse i landskapet åskådliggörs. Slutningarna delas därefter upp i sektioner inom vilka vattnet rör sig på ett likartat sätt eller till en gemensam punkt i det öppna vattendraget, enligt figur 15.



Figur 15. Olika typer av slutningssektioner inom ett dräneringsområde. Vid A en slutningssektion med konkav planform. Vid B en slutningssektion med rak planform. (Ur Alström&Åkerman, 1991.)

Om slutningssektionens planform (d.v.s. form vinkelrätt mot huvudslutningen) är rak beräknas slutningens längd och lutning. Är planformen konkav beräknas istället area och relief. Värdena används

sedan i följande empiriskt utarbetade ekvationer:

$$\text{Rak sluttning: (sluttningslängd)}^{1.19} * (\text{maxlutning})^{0.79}$$

$$\text{Konkav sluttning: (relief)}^{1.64} * (\text{area})^{0.36}$$

Resulterande värden ger en uppfattning om erosionsrisken inom sluttningssektionen. De gränsvärden som användes vid klassificeringen i det här arbetet finns angivna i tabell 2.

Tabell 2. Gränsvärden vid bedömningen av erosionsriskområden.

	Område med erosionsrisk	Mycket erosionsbenäget område
rak sluttning	> 8 000	> 25 000
konkav sluttning	> 500	>1 200

Klassningen över den östra delen av området, som innefattar Hörby kommun, gjordes från ekonomiska kartblad i skala 1:10 000 från 1976. Området i väst klassades efter ekonomiska kartblad i skala 1:20 000 från 1989.

Karteringen av otillräckliga skyddszoner gjordes genom flygbildstolkning av IR-färgbilder från 1986 och kompletterades under fältarbetet. Med otillräcklig skyddszon menas här att det är mindre än 5 meter mellan åker och öppet vattendrag och därmed stor risk för ytavspolning.

5.3. Upprättande av åtgärdsförslag

Åtgärdsförslaget är utarbetat enligt den s.k. "byggsatsmodellen" (Stream and Benthic Ecology group, 1990) samt efter riktlinjer från SSK (1989) och Västra Skånes Miljödelegation (1990). Utgångspunkt för placeringen av åtgärderna är den lokaliseringsstudie av läckageområden som presenterats tidigare i uppsatsen. Inom dessa områden är närsaltflödet till Bråån stort. Hänsyn har även tagits till näringsläckagets karaktär och rådande naturförhållanden, d.v.s var det finns naturliga förutsättningar för att rena så mycket som möjligt och så billigt som möjligt.

Det är t.ex. lämpligt att använda sig av områden med kraftig

grundvattenutströmning vid upprättandet av våtmarker, eftersom man där ofta har en naturlig bassäng i terrängen samt ett kraftigt vattentillflöde. På så sätt slipper man använda pumpanordningar och reningen blir billigare. Dessa områden lokaliserades med hjälp av G. Knutssons geologiska beskrivning av Kävlingeåns avrinningsområde (1970). Enligt Knutsson härstammar de organiska jordarterna nere i Brååns dalgång främst från källtorvmarker. Man kan således anta att de forna våtmarker, vars utbredning framgår av 1812 års Rekognoseringskarta, anger områden med utströmmande grundvatten. Som vägledning vid tolkningen av Skånska rekognoseringskartan användes den indelning som föreslagits av Emanuelsson och Bergendorf (1983).

I åtgärdsförslaget har inga ekonomiska eller sociala aspekter vägts in, och inga kontakter har tagits med berörda markägare, något som naturligtvis måste göras vid en senare detaljplanering av de olika områdena.

6. Resultat

6.1. Markläckageområden

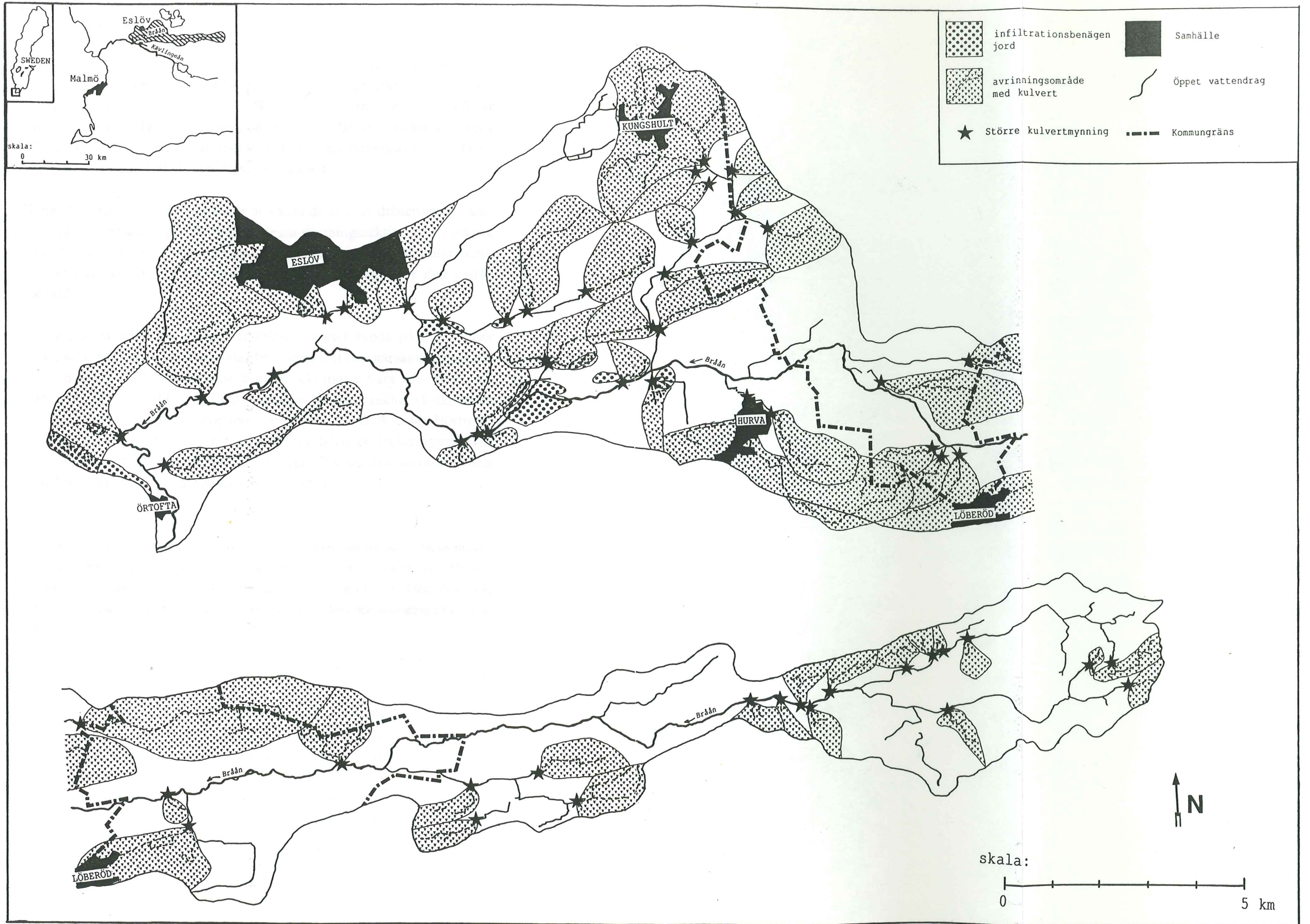
Karteringen av täckdikad mark visar att omkring 43 % av dräneringsområdets totala areal dräneras genom större kulvertssystem. Drygt hälften av de kulvertmynningar som antogs förekomma i området besöktes i fält. Samtliga av de eftersökta kulvertarna återfanns på utpekad plats.

Som kan utläsas i tabell 3 avtar den procentuella andelen täckdikad mark från väst till öst. 65 % av åkermarken är täckdikad inom Eslövs del av dräneringsområdet och 38 % i Hörby. Av figur 16 framgår att de täckdikade områdena i ådalens västra del ofta har sammanhängande kulvertssystem där en större centralledning mynnar i ån. I det östra backlandskapet, med mer komplex topografi, är däremot avrinningsområdena mindre och kulverterna likaså.

Infiltrationsbenägen jord förekommer inom nio områden, samtliga i Eslövs kommun (se figur 16). Tabell 3 visar att dessa områden utgör 1.5 % av den totala arealen. Vid jämförelse med markanvändningskartan i kapitel 2 (figur 3) framgår att dessa dräneringskänsliga jordar i genomsnitt är uppodlade till 75 %.

Tabell 3. Antal kulvertar och den sammanlagda arean på de områden som antas läcka mycket näring (främst kväve) inom de berörda kommunerna och för hela området. Vissa procentuella förhållanden nämns dessutom i texten.

	Eslöv	Höör	Hörby	Hela området
Total areal	105 km ²	20 km ²	40 km ²	165 km ²
Område som dräneras genom				
större kulvertar	54 km ²	8 km ²	10 km ²	72 km ²
Större kulvertmynningar	31 st.	8 st.	17 st.	56 st.
Infiltrationsbenägen jord	2 km ²	0	0	2 km ²



Figur 16. Områden med kraftigt näringsläckage via markprofilen inom Brååns dräneringsområde.

6.2 Ytläckageområden

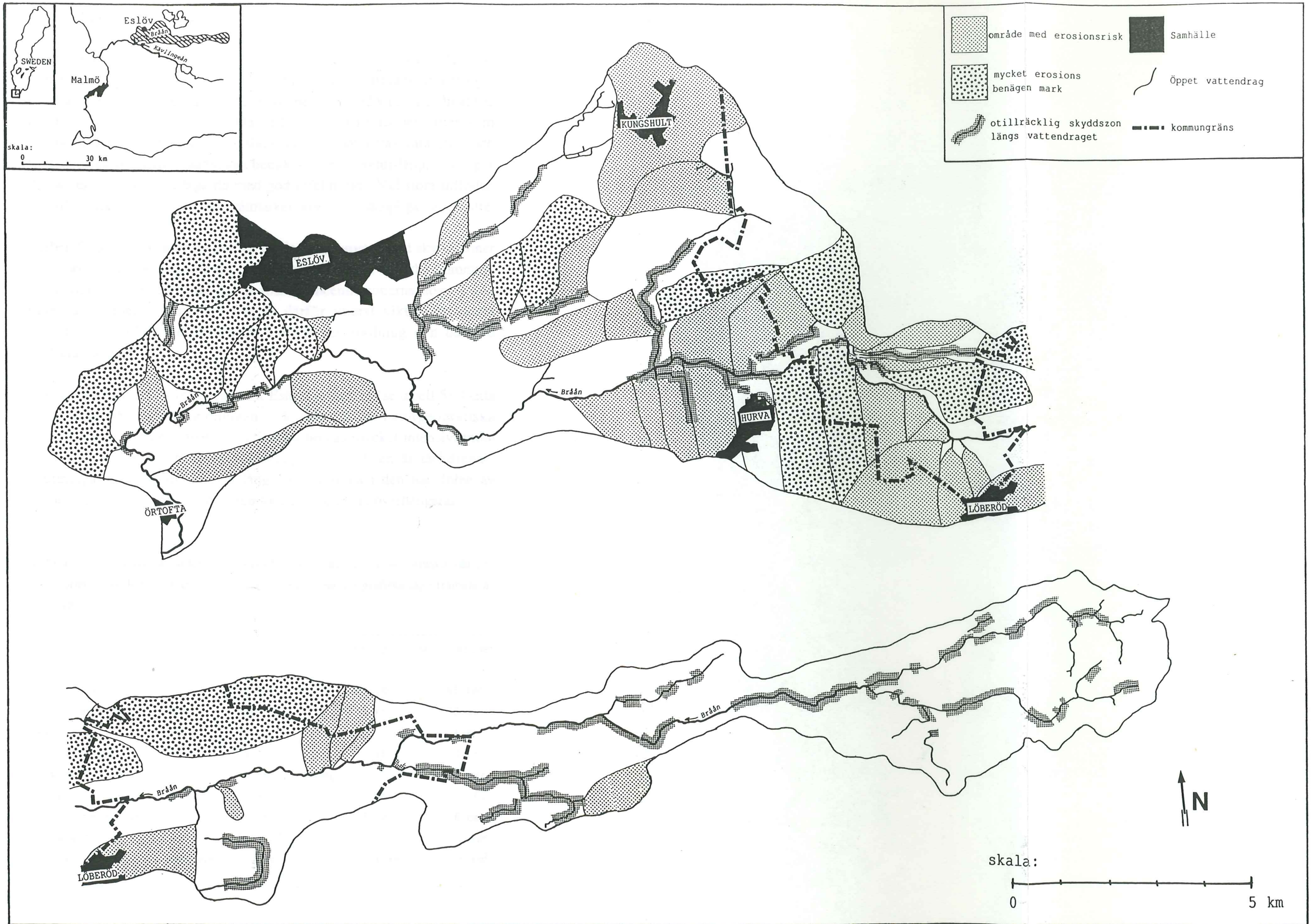
Erosionsriskkarteringen visar att 41 % av dräneringsområdet består av slutningssektioner inom vilka åkermarken riskerar att utsättas för erosion som medför näringsläckage. 37 % av marken med erosionsrisk är dessutom mycket benägen för erosion. Vad beträffar de olika kommunerna så har 49 % av arealen inom Eslövs kommun erosionsrisk, 60 % i Höör och 10 % i Hörby (vilket kan utläsas av tabell 4).

Figur 17 visar att det framför allt är de västra delarna av dräneringsområdet som är erosionskänsliga. Flertalet av dessa slutningssektioner är konkava och har tidigare innefattat ett öppet vattendrag som idag är kulverterat. Rännilserosion uppstår här ofta i anslutning till läget för den gamla bäckfåran.

Vegetationsklädda zoner, som är minst 5 meter breda på ömse sidor vattendraget och som bl.a. skyddar från sediment och närsalttillförsel vid ytavspolning från intilliggande åker, förekommer bara till 50 %. Av tabell 4 framgår att 44 % av Bråån och dess biflöden saknar skyddszoner inom Eslövs kommun. I Höör motsvaras detta av 42 % och i Hörby av hela 63 %. Det är följaktligen främst i östra delen av dräneringsområdet som skyddszonerna är otillräckliga. I figur 17 visas dessutom att i hela området saknas ofta skyddszoner kring biflödena.

Tabell 4. Sammanlagd utbredning av de områden som kan förväntas läcka mycket näring (främst fosfor) via ytavrinning inom de berörda kommunerna och för hela området. Vissa procentuella förhållanden nämns dessutom i texten. Med otillräcklig skyddszon menas här att det är mindre än 5 meter mellan åker och vattendrag på ena eller båda sidorna om vattendraget.

	Eslöv	Höör	Hörby	Hela området
Total areal	105 km ²	20 km ²	40 km ²	165 km ²
Område med erosionsrisk	51 km ²	12 km ²	4 km ²	67 km ²
Mycket erosionsbenäget område	19 km ²	4 km ²	2 km ²	25 km ²
Öppet vattendrag	68 km	12 km	40 km	120 km
Otillräcklig skyddszon	30 km	5 km	25 km	60 km



Figur 17. Områden med kraftigt näringsläckage via ytvärning inom Brååns dräneringsområde.

6.3. Åtgärdsförslag

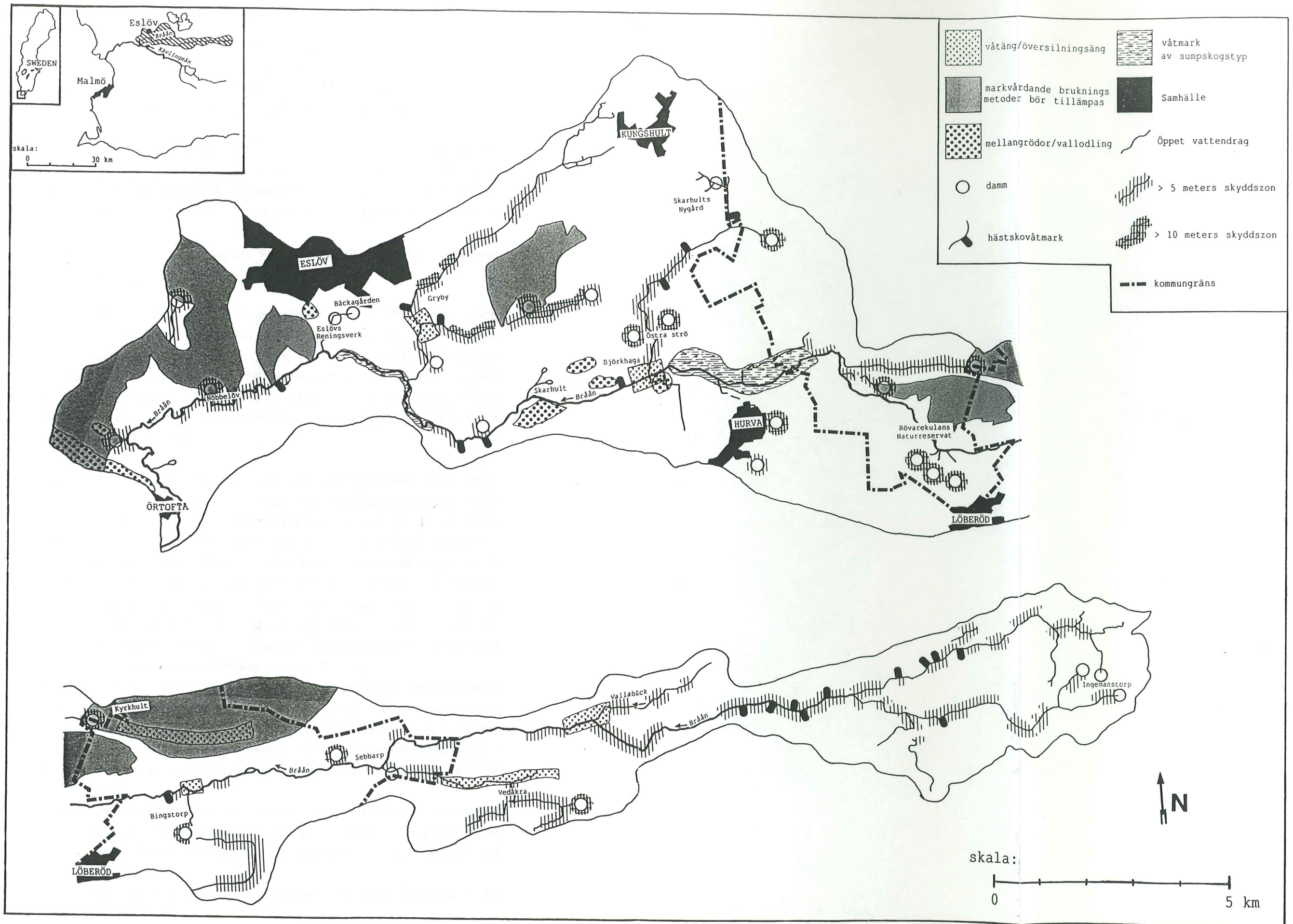
Figur 18 visar var de olika åtgärderna bör lokaliseras för att effektivt minska näringsbelastningen från åkermarken inom Brååns dräneringsområde. Eftersom en betydande del av dräneringsområdet är täckdikat har åtgärdsförslaget till stor del inriktats på att försöka rena det vatten som samlas upp i kulvertarna. Näringsläckaget kan här antas vara stort och flödet vid kulvertmynningarna kan betraktas som punktutsläpp, vilket gör det är relativt enkla att åtgärda med god effektivitet. Vid stora utflöden föreslås dammar, medan hästskovåtmarker anses som lämpliga vid mindre.

I tabell 5 kan utläsas att nära hälften av de löpkilometer med skyddszoner som föreslås, är lokaliserade till de 40 km² som ligger i Hörby kommun. Som redan nämnts i kapitel 2.2 är fosforkoncentrationerna högst i den delen av dräneringsområdet. Det är därför ytterst viktigt att dessa skyddszoner anläggs eftersom de hindrar ytavspolning och därmed fosforläckage.

Åtgärderna är främst lokaliserade till Eslövs kommun (se tabell 5). Detta beror dels på markanvändningen och dels på de naturgeografiska förhållandena i dräneringsområdet. Jorden brukas mycket intensivt inom Eslövs kommun och stora sammanhängande områden är täckdikade. Slutningarna är dessutom ofta långa och obrutna i den här delen av dräneringsområdet, vilket gör risken för rännilserosion överhängande.

Tabell 5. Föreslagna åtgärder i de berörda kommunerna för att minska närsalttransporten inom Brååns dräneringsområde. Åtgärdernas geografiska läge framgår av figur 18.

Åtgärd	Eslöv	Höör	Hörby	Hela området
Total areal	105 km ²	20 km ²	40 km ²	165 km ²
skyddszon, > 5 meter bred	33 km	7 km	38 km	78 km
skyddszon, >10 meter bred	4 km	0	0	4 km
hästskovåtmarker	9 st.	1 st.	10 st.	20 st.
sumpskog	2 omr.	1 omr.	0	2 omr.
dammar	17 st.	6 st.	4 st.	27 st.
våtäng/översilningsäng	4 omr.	0	2 omr.	6 omr.
mellangrödor/vallodling	1.5 km ²	0	0	1.5 km ²
markvårdande brukningsmetoder	12.3 km ²	1.4 km ²	1.6 km ²	15.3 km ²



Figur 18. Förslag till åtgärder som bör införas för att vattenkvaliteten i Bråån ska kunna förbättras. Åtgärdsförslaget är utarbetat i syfte att göra reningen så effektiv och billig som möjligt.

Nedan följer några kommentarer och närmare anvisningar angående de åtgärder som föreslås i figur 18. Beskrivning över hur de olika åtgärderna konstrueras och fungerar samt beräknade reningseffekter och kostnader återfinns i kapitel 5 (Åtgärder). De områden som specificeras i texten finns även namngivna i figuren. Berörd kommun nämns inom parantes.

Skyddszoner som är minst 5 meter breda måste finnas längs alla öppna vattendrag. Där vattendrag angränsar till erosionskänslig mark måste skyddszonen utökas till minst 10 meters bredd för att få önskad effekt. Det är viktigt att även de planerade dammarna omges av tillräckliga skyddszoner.

Hästskovåtmarker bör anläggas vid mynningen av de kulvertar som endast dränerar mindre områden.

Sumpskog har föreslagits på ett par ställen i själva åfåran (Eslöv och delvis Höör). Det östra området har tidigare varit våtmark av kärrtyp och är ett utströmningsområde för grundvatten. Våtmarken bör därför bli relativt enkel att återskapa med hjälp av fördämningar. Det västra området ligger i anslutning till Eslövs golfbana och har idag en karaktär av våtmark som bör uppmuntras. Detta inte minst eftersom golfbanor gödslas kraftigt och ofta läcker mycket kväve.

Dammar bör anläggas i anslutning till alla större täckdikade uppsamlingsområden. I vissa fall kan dessa dammar med fördel läggas ett stycke från själva ån, t.ex. vid de tre biflöden som ansluter till Bråån inom Rövarekulans naturreservat (Höör). Här anläggs dammarna lämpligen i åkermarken ovanför ravinen, så att vattnet renas innan det släpps genom de kulvertar som mynnar i naturreservatet. De tre dräneringsområdena kan antingen dras samman till en större damm eller till var sin mindre. Även vid Östra Strö (Eslöv) är det lämpligt att lägga dammarna en bit från ån, eftersom kulvertarna ansluter till ån inom ett tätbebyggt område. Detsamma gäller för det dräneringsområde som passerar Hurva.

I vissa områden rinner biflöden ut i mindre skogspartier, som med enkla medel skulle kunna utökas något och berikas med en damm. Exempel på sådana områden finns vid Skarhults Nygård (Eslöv), Bäckagården (Eslöv), Kyrkhult (Höör) och Sebbarp (Hörby). I områden med relativt kraftig lutning t.ex. vid Nöbbelöv (Eslöv) anläggs med fördel flera mindre dammar i följd.

Dammkonstruktioner kan även användas i syfte att minska framrusande vattens erosivitet. Dessa dammar måste konstrueras extra noggrant och ha stabila kanter. En erosionshämmande damm skulle t.ex. behövas vid Eslövs reningsverk.

Dammarna ska naturligtvis dimensioneras efter vattenflödet så att de

dammar som föreslås långt upp i dräneringsområdet, kring Ingemanstorp (Hörby), blir av mindre format.

Några dammar förekommer redan idag vid kulvertmynningar; en norr om Örtofta (Eslöv) och ett par i Skarhults slottspark (Eslöv). Den vid Örtofta har en omsättningstid på 7.5 dygn och den ena av slottsparkens dammar omsätter vattnet på 3 dygn (Arheimer&Denward, 1990). Det är ytterst viktigt att dessa dammar bevaras i sitt nuvarande skick.

Våtängar/översilningsängar anläggs med fördel i de områden som markerats i figur 18. Marken i närheten av Vallabäck (Hörby), Vedåkra (Hörby) och Björkhaga (Eslöv) kan med fördel utgöras av våtängar. Här har tidigare förekommit våtmarker och områdena har naturlig tillströmning av grundvatten vilket förenklar översilningen.

Vid Bingstorp (Hörby) och Grybydal (Eslöv) måste man kanske däremot använda sig av pumpanordningar.

Mellangrödor/Vallodling bör absolut införas inom de markerade fälten eftersom jorden här är mycket dräneringsbenägen. Inom dessa områden bör man också gödsla särskilt sparsamt och enbart med givor som är anpassade till grödan och dess utvecklingsstadium.

Markvårdande brukningsmetoder inom de angivna områdena skulle effektivt minska erosion och därmed fosforläckaget till Bråån, som här antas vara högt. Dessa åkerfält ligger i sluttningssektioner som är klassade som mycket erosionsbenägna och saknar dessutom skydd från effektivt erosionsstoppande hinder i landskapet.

7. Diskussion

Åtgärdsförslaget som presenteras i den här uppsatsen kanske bedöms som orealistiskt att genomföra av många. För 20 år sedan hade det också varit det men idag är situationen en annan. Kunskapen om människans många gånger negativa inverkan på naturen har ökat markant de senaste åren, liksom miljötänkandet hos allmänheten. Nya krav ställs på natur- och miljövård, och rekreation och friluftsliv får allt mer uppmärksamhet. Dessutom har den svenska jordbrukspolitiken ändrat kurs. Numer uppmuntrar statsmakten minskad produktion genom att lämna olika bidrag till projekt som reducerar åkerarealen, och därmed livsmedelsöverskottet, samtidigt som det nya begreppet livsmedelskvalitet förts in i debatten. Den ökade efterfrågan på energigrödor och höstsått etanolvete medför också att naturvård och samhällsekonomi kombineras. Eutrofieringsproblemets omfattning tillsammans med den politiska viljan och de ekonomiska förutsättningarna, gör att det idag ter sig fullt rimligt att åtgärda näringsläckaget från åkermarken inom Brååns dräneringsområde.

Nedan följer en beskrivning av den problembild som framträdde under arbetet med näringsläckage från åkermark inom Brååns dräneringsområde. Dessutom lämnas några kommentarer rörande åtgärdsförslaget. Eftersom arbetet bygger på relativt nya metoder (både vad beträffar lokaliseringen av läckageområden i åkermark och vattenreningen genom s.k. "naturliga näringsfällor" och markvårdande brukningsmetoder) diskuteras dessa ytterligare i nästföljande avsnitt.

7.1. Problembild och åtgärdsförslag

Brååns dräneringsområde innefattar olika landskapstyper med skild markanvändning, vilket gör problembilden något komplex. Tydliga skillnader, både vad beträffar natur- och kulturgeografi, föreligger mellan områdets västra och östra delar. Dessa avspeglas också vid karteringen av näringsläckageområden. Framför allt det s.k. östra backlandskapet i Hörby kommun, skiljer sig markant från resterande del av dräneringsområdet.

Marken i den västra delen kan antas ha större kväveläckage. Eslövs del av dräneringsområdet består till 91 % av åker. Jordbruket är storskaligt och många biflöden inom Eslövs kommun har kulverterats till stora sammanhängande områden med en gemensam centralkulvert som leder markvattnet ut i ån. Landskapet består sålunda av långa, obrutna sluttningar. Inom några områden förekommer dräneringskänsliga jordar

som till stor del brukas mycket intensivt.

I Hörby odlas 66 % av arealen, medan 34 % utgörs av skog och betesmark. Det s.k. östra backlandskapet består av mjukt kuperad terräng med små avloppslösa sänkor, och det är framför allt detta område som är skogsbeklätt. De östra delarna kan antas vara mindre benägna för kväveläckage. Täckdikade arealer förekommer också i öst, men i mindre omfattning och med mindre uppsamlingsområden. Landskapet är mer varierande och jordbruket består främst av små fält som har bevarat mycket av den gamla karaktären med gårdsgårdar och trädriddåer, vilket är bra ur miljövardssynpunkt eftersom det motverkar rännilserosion och utlakning.

Fosforläckagets problembild är inte lika självklar som kväveläckagets. I de västra delarna, där landskapet är relativt plant och har långa, obrutna sluttningar är risken för rännilserosion överhängande inom stora arealer. I öst finns inte denna risk, men istället saknas ofta tillräckliga skyddszoner längs med vattendragen och inte sällan angränsar åkerfälten direkt till öppna diken. Detta innebär att risken är stor för fosforläckage via ytavspolning. Enligt de vattenanalyser som gjorts i området är fosforkoncentrationerna ofta högre i de östra delarna av dräneringsområdet. Det kan dock inte fastslås att dessa beror på näringsläckage från åkermarken. Med tanke på den relativt höga djurhållningen i området kan fosforläckaget likväl härstamma från mjölkrum etc.

Åtgärdsförslaget är till stor del inriktat på att försöka åtgärda det läckage som sker via markprofilen, genom att rena vattnet som samlas upp i kulvertar. Detta borde ge goda resultat för kvävetransporten i Bråån eftersom en så betydande del av dräneringsområdet är täckdikad. Med tanke på att vattnet i Bråån inte passerar någon insjö innan det når havet, kan det vara lämpligt att till viss del inrikta åtgärderna på kvävereduktion. Det torde dessutom vara relativt enkelt och effektivt att åtgärda det läckage som sker via kulvertar, eftersom vattenflödena här är koncentrerade och har hög näringshalt. En stor mängd dammar har sålunda föreslagits i områden med större kulvertmyningar, d.v.s främst i de västra delarna av dräneringsområdet.

Även fosforkoncentrationerna måste dock minskas om åns ursprungliga ekosystem ska kunna återetableras. Situationen är särskilt allvarlig i de östra delarna av dräneringsområdet, där sålunda en kraftfull insats av skyddszoner föreslagits.

Åtgärdsförslaget är mycket översiktligt utformat. Detta ger vissa fördelar, eftersom uppsatsen enbart är ämnad som grund för vidare undersökningar

och inte utgör något slutbetänkande. Åtgärdernas exakta läge bör inte preciseras förrän sociala, ekonomiska och tekniska aspekter vägts in och berörda markägare kontaktats.

Det måste slutligen poängteras att åtgärdsförslaget inte ska ses som något alternativ till andra reningsåtgärder, trots den relativt låga kostnaden. De föreslagna åtgärderna ska endast betraktas som viktiga komplement inom reningsarbetet av Bråån och Öresund. Syftet är att rena vattnet från det näringsläckage som sker från åkermarken. Detta kan vara svårt med konventionella reningsmetoder eftersom läckaget ofta är diffust och av låg koncentration (men med stora mängder).

7.2. Metodik vid lokaliseringen av läckaget

Det krävs relativt mycket tid och utrustning för att lokalisera näringsläckage från åkermark genom provtagning. Enligt Ryding och Rast (1989) måste vattenprover tas vid samma tidpunkt så att naturliga dygns- och årstidsvariationer inte blir utslagsgivande. Vidare bör de analyseras vid samma laboratorium och långa, kontinuerliga provtagningsserier rekommenderas eftersom skillnaden mellan olika år kan vara betydande. Det är mycket viktigt att flödesmätningar görs samtidigt med provtagningen så att reella mängder kan beräknas. I en dräneringsbassäng måste dessutom provtagningsnätet vara mycket tätt om läckageområden ska kunna identifieras.

Jämförelsevis är ett geografiskt angreppssätt enklare, snabbare och billigare vid lokalisering av näringsläckage från åkermark. De metoder som användes i den här studien gav god överensstämmelse vid kontroll i fält och kan rekommenderas inför liknande arbeten.

Större kulvertar lokaliserades relativt lätt och med god säkerhet med hjälp av kartstudier och information från Lantbruksnämnden. Drygt hälften av kulvertmynningarna besöktes i fält och samtliga av dessa återfanns där de beräknats. Det är dock oklart hur stor del av näringsläckaget som sker via dräneringsrör i åkermarken. Uppgifter från Miljö- och hälsoskyddsförvaltningarna i Eslöv och Hörby antyder att läckaget till grundvattnet kan vara betydande även inom områden utan dräneringsbenägna jordar. Kväveläckaget via markprofilen bör undersökas för att klargöra storleksförhållandena mellan den kvävetransport som leder till öppna vattendrag och den som leder till grundvattenmagasin. På så sätt skulle kanske åtgärder kunna utvecklas som är bättre anpassade efter behovet.

Alström och Åkermans (1991) metod för kartering av erosionsriskområden

kan betraktas som lätt och snabb att genomföra med mycket enkla hjälpmedel. Det enda bakgrundsmaterial som egentligen behövs är en karta med höjdkurvor och markanvändning. Metoden bedömer huruvida det föreligger någon risk för erosion inom en sluttningssektion och är baserad på tre års studier av sydsvensk åkermark. Säkerheten i klassningen är omkring 80-85%. Eftersom ett av undersökningsåren, som ligger till grund för metoden, var ett extremår med mycket kraftig erosion, kan man dock tänka sig att metoden tenderar att överdriva erosionsrisken något. I det här arbetet graderades därför klassningen så att vissa områden bedömdes som mycket erosionsbenägna. Dessa områden hade värden inom vilka 100 % av undersökningsområdena i Alström och Åkermans studie var drabbade av erosion. På så sätt kunde åtgärder föreslås i områden där de med stor säkerhet behövs bäst.

Fältkontrollen visade att erosionsriskkarteringen överensstämde med verkligheten. Under sommaren uppmärksammades erosionsspår i form av skadade grödor på utsatta områden och under vårvintern i form av rännilar i erosionsklassade områden.

När det gäller näringsläckage via ytavrinning är det viktigt att framtida forskning inriktar sig på att klargöra vad som påverkar transporten av sediment från åkermark till vattendrag. Hittills har agronomer och geomorfologer inriktat sig på att utreda jordförflyttningen inom åkerfälten, medan hydrologer undersökt sedimenttransporten i vattendragen. Flödet av sediment mellan dessa två områden är föga studerat (Walling, 1990, Alström&Åkerman, 1991).

7.3. Föreslagna åtgärder

Åtgärdsförslaget har inriktats på ett fåtal åtgärder som anses vara effektiva "näringsfällor". Vissa omtalade och populära åtgärder har utelämnats, t.ex. återskapande av meandrande vattendrag, då erfarenheter visat att dessa är dyra i förhållande till uppnådd reningseffekt (Miljödelegationen Västra Skåne, 1990). Effektiviteten bör även undersökas i de fall kvävefixerande al förekommer i sumpskogen eller när gödslande kreatur betar av våtängarna.

Ännu är inte våtmarkernas vattenrenande förmåga helt klarlagd. De siffror som finns att tillgå är ofta uppskattningar efter ett par års mätningar. Eftersom naturförhållandena varierar mycket i tid och rum krävs dock många och långa mätserier innan några bestämda slutsatser kan dras. Dessutom kunde inga uppgifter erhållas beträffande reningseffekter och

kostnader vid fosforering i s.k. "naturliga näringsfällor.

Reduktionsförloppen är komplicerade processer. Idealförhållanden för denitrifikation är ett varmt, väl syresatt vatten med anaerobt bottensediment och högt pH (Nichols, 1983). Men vid anaeroba förhållanden minskar bottensedimentets förmåga att kvarhålla fosfor, speciellt vid pH mindre än 8 (Furumai&Ohgaki, 1989). Optimala syrgasförhållanden för reduktion av närsalter går således stick i stäv vad beträffar kväve och fosfor. När åtgärder planeras inom ett visst område är det följaktligen viktigt att veta vilket ämne som ska reduceras i första hand. Det kan t.ex. vara lämpligt med väl syresatta sedimentfällor högt uppe i dräneringssystemet eller i närheten av insjöar, eftersom fosfor betraktas som tillväxtbestämmande i den miljön. Däremot bör anaeroba bottensediment uppmuntras längre ned i systemet så att kväve reduceras innan vattnet når havet, där kväve oftast utgör den begränsande faktorn.

Det är mycket viktigt att noggranna mätningar görs innan åtgärderna anläggs så att "näringsfällorna" dimensioneras rätt. Vattnet måste stanna i våtmarkerna även under högvatten. Framrusande vatten kan annars dra med sig växter och sediment ner i dräneringssystemet så att effekten blir rakt motsatt den önskade (Ryding&Rast, 1989, Miljödelegationen Västra Skåne, 1990). Sveriges Lantbruksuniversitet vid Ultuna och Limnologiska institutionen i Lund bedriver forskning angående konstruktionen av åtgärderna, för att största möjliga effekt ska uppnås.

Som Löfgren och Olsson (1990) påpekar återstår det att visa huruvida våtmarker kan anläggas i den omfattning som krävs för att avsevärt minska näringsläckaget under vinterperioden, då huvuddelen av uttransporten till havet sker. Vidare minskar våtmarker inte kväveläckaget till grundvattnet. För att minska det läckaget krävs åtgärder vid källan. Inom jordbruket innebär det anpassade brukningsmetoder med mellangrödor och stor vallareal.

Anpassade brukningsmetoder kan dock medföra en del komplikationer, eftersom det innebär förändringar inom jordbruket som både berör lantbrukarens arbetssituation och vad som produceras. Ofta är det emellertid inte viljan till förändring som är det stora problemet utan helt enkelt bristfällig information och dåligt kunskapsutbyte mellan forskare och lantbrukare.

8. Slutord

För att man ska kunna lokalisera näringsläckage och åtgärda mer effektivt, krävs dels mer djupgående detaljkunskaper och dels en mer övergripande helhetssyn. Inom jordbruket är det viktigt att få bättre precision bakom olika brukningsmetoder, t.ex. vid gödsling. Övergripande forskning bör ske tvärvetenskapligt. Problematiken med näringsläckage kan förslagsvis kopplas samman med överproduktionen, utveckling av alternativa energikällor samt natur- och landskapsvårdande aspekter. Trenden att se till kortsiktiga ekonomiska fördelar måste vända till långsiktigt tänkande i helhetsperspektiv.

Vi får heller inte glömma att vi som industrination har ett globalt ansvar för jordens samlade naturresurser och måste verka för en hållbar utveckling i hela världen. U-länder i förvandling från jordbrukarsamhällen till industrisamhällen kommer att gå igenom en del av de miljöförorenande faser som våra egna jordbruk och industrier gått igenom. Vår högteknologi som trots allt innebär avancerade reningssystem kommer att tillhöra en senare fas i deras utveckling. U-länder i förvandling kommer att kräva utrymme för sina föroreningar i en redan hårt belastad atmosfär och kraftigt nedsmutsade världshav. Även om U-länder vill lösa sina miljöproblem har de inte möjlighet i den utsträckning som väst. Det är därför inte orimligt att kräva att den rika och högteknologiska I-världen tar sitt globala ansvar och minskar dels sin förbrukning av ändliga naturresurser, dels sina utsläpp av miljöförorenande ämnen till förmån för U-världen. En ren Bråå ska inte ses som en droppe i ett förövrigt smutsigt hav - utan som ett viktigt steg på vägen mot en ren och livskraftig värld.

Sammanfattning

Marina forskare har visat att närsaltbelastningen på Öresund ökat markant under de senaste 60 åren. En av de största föroreningskällorna på den svenska sidan av sundet är Kävlingeån. Bråån är ett biflöde till Kävlingeån som i tidigare studier visat sig vara kraftigt förorenat av närsalter. Brååns dräneringsområde omfattar ca 165 km² och huvudfårans sträckning är omkring 50 km. Enligt uppgifter från Statens Naturvårdsverk är det troligt att större delen av närsalterna härstammar från åkermarken i området. I det arbete som presenteras i uppsatsen har näringsläckaget från åkermarken inom Brååns dräneringsområde lokaliserats. Därefter har ett åtgärdsförslag upprättats med utgångspunkt från denna problembild.

Näringsläckage från åkermark sker dels via markvattnet i jordprofilen och dels via det ytavrinnande vattnet. Via markprofilen transporteras främst nitratkväve eftersom detta är lösligt och rör sig med markvattnet. Läckaget är främst beroende av klimat, jordart, gröda och gödsling. Större delen av markvattnet från åkerarealen inom Brååns dräneringsområde samlas upp i dräneringsrör och kulvertar. Sålunda lokaliserades en stor del av näringsläckaget via markprofilen genom att de större kulvertsystemen och deras mynningar i ån karterades. Dessutom lokaliserades områden med infiltrationsbenägna jordar eftersom dessa kan antas läcka stora mängder kväve.

Vid ytavrinning är det i regel fosfortransporten som är av intresse. Fosfor förekommer bundet i större organiska föreningar och till partiklar som lätt kan lösgöras och transporteras vid erosion och ytavrinnande vatten. Ytavrinningen är främst beroende av klimat, topografi, jordart, gröda och brukningsmetoder. I det här arbetet lokaliserades närsaltläckaget via ytavrinning genom kartering av erosionsriskområden och s.k. otillräckliga skydds-zoner längs vattendragen.

Åtgärdsförslaget har till stor del inriktats på s.k. "naturliga näringsfällor" i anslutning till vattendraget. Exempel på sådana är skydds-zoner, dammar och våtmarker där näring binds i sediment och organismer. Dessa verkar som en buffert i systemet och under gynnsamma förhållanden avlägsnas närsalter t. ex. genom denitrifikation. Åtgärder i själva åkermarken, såsom anpassade gödselgivor, odling av vall eller mellangrödor och markvårdande brukningsmetoder har föreslagits i mycket utsatta områden. Målet är att hindra näringsämnen från att transporteras inom dräneringsområdet, så att närsaltutflödet till havet minskar och åns ursprungliga ekosystem kan återetableras. Åtgärderna har därför lokaliserats dit läckaget

kan förväntas vara störst, något som är lämpligt både ur naturvårdande och ekonomisk synvinkel.

Resultaten av arbetet visar att näringsläckaget via markprofilen förmodligen är störst inom den västra delen av dräneringsområdet, d.v.s. främst inom Eslövs kommun. Jordbruket bedrivs här mycket intensivt och stora sammanhängande områden har kulverterats till en gemensam centralledning som mynnar i ån. Dessutom förekommer infiltrationsbenägen jord inom detta område. Den procentuella andelen av såväl jordbruksmark som täckdikad mark avtar från väst till öst. Det s.k. östra backlandskapet har mer varierande topografi, vilket medför att avrinningsområden och kulvertsystem är mindre än i väst.

Den geografiska utbredningen av näringsläckage via ytavrinning är mer komplex. Dräneringsområdets västra delar består av långa obrutna sluttningar där jordbruket är intensivt och storskaligt. Större delen av detta område löper risk för rännilserosion med näringsläckage som följd. I öst är landskapet mer varierande och jordbruket utgörs av små enheter som bevarat mycket av den gamla karaktären med gårdsgårdar och trädridåer, vilket minskar risken för rännilserosion. De öppna vattendragen i öst saknar dock i hög grad skyddszoner och ofta angränsar åkerfälten direkt till diken. Detta gör att risken för näringsläckage är stort även i de östra delarna av dräneringsområdet p.g.a. ytavspolning från intilliggande åkerfält.

För att reducera närsaltbelastningen i Bråån föreslås att sammanlagt 82 km skyddszoner upprättas längs med öppna vattendrag. Dessa är främst lokaliserade till den östra delen av dräneringsområdet samt till biflödena. 27 stycken dammar bör anläggas i anslutning till större kulvertmynningar, d.v.s. främst i väst, och 20 stycken hästskovåtmarker föreslås i anslutning till mindre kulvertmynningar. Inom två områden i anslutning till åfåran är det lämpligt att återskapa sumpskog och inom sex områden föreslås markanvändning i form av våt- eller översilningsängar. Markvårdande brukningsmetoder bör införas inom sammanlagt 15.3 km² och odling av mellangrödor eller vall rekommenderas inom 1.5 km².

I uppsatsen diskuteras slutligen resultat och metoder. De använda metoderna är relativt nya, både vad beträffar lokalisering av läckageområden i åkermark och förslag till åtgärder. Det är nödvändigt med mer forskning av de processer i åkermarken som leder till läckage och de olika åtgärdernas verkliga effektivitet. Eutrofieringsproblemets omfattning i kombination med dagens politiska och ekonomiska förutsättningar, gör att det nu är nödvändigt och lägligt med radikala åtgärder i landskapet som minskar närsaltbelastningen på sjöar och hav.

Referenser

- Alström, K. & Åkerman B., A. (1991): **Vattenerosion i sydsvensk jordbruksmark.** Licentiatavhandling vid Lunds Universitets Naturgeografiska institution. Rapporter och Notiser 73. Lund.
- Anderson, R. (1986): **Förluster av kväve och fosfor från åkermark i Sverige. Omfattning, orsaker och förslag till åtgärder.** Doktorsavhandling vid institutionen för markvetenskap vid Sveriges Lantbruksuniversitet. Uppsala.
- Arheimer, B. & Denward, M. (1990): **Dammars förmåga att rena vatten från närsalter (N, P).** Stencilerad rapport vid Lunds universitets Ekologiska institution. Lund.
- Brink, N., Gustavsson, A. S. & Ulén, B. (1983): Yttransport av växtnäring från stallgödsblad åker. **Ekohydrologi nr. 13**, Avdelningen för vattenvård vid Sveriges Lantbruksuniversitet. Uppsala.
- Brink, N. & van der Meulen, H. (1987): Losses of phosphorous and nitrogen to lake Ringsjön. **Ekohydrologi nr. 25**. Avdelningen för vattenvård vid Sveriges Lantbruksuniversitet.
- Ekologgruppen (1987): **Undersökning av bottenfaunan i Hörby kommuns vattendrag 1985 och 1987.** Hörby kommuns miljö- och hälsoskyddsnämnd.
- Ekologgruppen (1990): **Höje å landskapsvårdsplan.** Länsstyrelsen i Malmöhuslän. Miljövårdsenheten. Meddelande nr. 1990:2.
- Emanuelsson, U. & Bergendorf, C. (1983): Skåes natur vid 1800-talets början - en växtekologisk utvärdering av den Skånska rekognoseringskartan. **ALE - Historisk tidskrift för Skåneland. Nr. 4.**
- Foster, G. R. (1982): Modeling the erosion process. **Hydrological Modeling of small watersheds.** Ed. Haan, C. T., Johnson, H. P. & Brakensiek, D. L., Amer. Soc. of Agric. Engr., St. Joseph, Michigan, s. 297-382.
- Furumai, H. & Ohgaki, S. (1989): Adsorption-desorption of phosphorous by lake sediments under anaerobic conditions. **Wat. Res. Vol. 23.** Nr. 667-683.

- Ihse, M. (1985): Försvinnande biotoper i jordbrukslandskapet. Jämförande studie i flygbilder från 1940-talet till nutid i Ystadsområdet. **Kulturlandskapet - dess framväxt och förändring**. Symp. sept. 1984. Ed. Regnell, G., Lunds Universitets Växtekologiska institution. s.101-108.
- Ihse, M. & Lewan, N. (1986): Odlingslandskapets förändringar på Svenstorp studerade i flygbilder från 1940-talet och framåt. **ALE - Historisk tidskrift för Skåneland**. Nr. 2.
- Joelsson, A. & Eha, A. (1983): Närsaltbidraget till vattendrag och kustvatten i Malmöhus län. **Vatten**. Vol. 3:39, s.286-295.
- Knutsson, G. (1970): **Geologisk beskrivning av Kävlingeåns avrinningsområde**. Bilaga i Weijman-Hane, G. (1970): **Vattenvårdsplan för Kävlingeån. Generalplan**. Kävlingeåns Vattenvårdsförbund. Malmö.
- Kävlingeåns Vattenvårdsförbund (1977-1990): **Samlingspärm**. Scandic Konsult Miljöteknik AB, Malmö.
- Löfgren, S. & Olsson, H. (1990): **Tillförsel av kväve och fosfor till vattendrag i Sveriges inland**. Underlagsrapport till Hav-90 Aktionsprogram mot havsföroreningar. Sveriges Naturvårdsverk. Solna.
- Martinius, S. (1982): **Jordbrukets förvandling på 1700- och 1800-talen**. Liber Förlag.
- Miljödelegationen Västra Skåne (1990): **Miljön i Västra Skåne. Underlagsmaterial. Mark och vattendrag**. Statens Offentliga Utredningar nr. 1990:95. Miljödepartementet.
- Morgan, R. P. C. (1979): **Soil Erosion**. Longman Group Limited.
- Nichols, D. S. (1983): Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater. **Journal WPCF**. Vol. 55. Nr. 5.
- Odén, S. (1975) i Ahl, T. & Wiederholm, T. (1977): **Svenska vattenkvalitetskriterier. Eutrofierande ämnen**. PM 918. Statens Naturvårdsverk. Solna.
- Persson, Å. (1976): Risbygd - Skogsbygd vegetation och landskapsförändringar i Hörbytrakten. **Skånes Naturs Årsbok 1976**. Skånes Natur.

- Rosenberg, R. (1984): **Gödning av havsområden kring Sverige. En kunskapsöversikt.** PM 1808. Statens Naturvårdsverk.
- Rundqvist, B. (1985): **Växtnäringsläckage till yt- och grundvatten från jord och skogsbruk - orsaker och åtgärder.** PM 1975. Statens Naturvårdsverk.
- Ryding, R-O. & Rast, W. (1991): **The control of eutrophication of lakes and reservoirs.** Man and the Biosphere series. Vol. 1. ed. Jeffers, J. N. R., UNESCO, Paris & the Partenon Publishing Group.
- SNV (1987): **Förslag till åtgärder för att minska den svenska föroreningsbelastningen på Öresund.** Rapport nr. 3315.
- SSK (1989): **Det sydvästska landskapet inför 1990-talet.** VBB. Sydvästra Skånes Kommunalförbund, Nr. P6553.
- Strand, L-O. (1990): **Översiktlig inventering av Bråån med avseende på vegetation och bottenfauna.** Eslövs kommuns Miljö- och Hälsoskyddsnämnd, Nr. 1990:8.
- Stream and Benthic Ecology Group (1990): **Restaureringsåtgärder för vattendrag i jordbrukslandskapet - Byggsatsmodellen.** Informationsfolder från Lunds Universitets Limnologiska institution.
- Tamm, C. O. (1991): **Nitrogen in Terrestrial Ecosystems.** Springer-Verlag.
- Walling, D. E. (1990): **Linking the field to the river: Sediment delivery from agricultural land. Soil erosion on agricultural land.** Ed: Boardman, J., Dearing, J. & Foster, I. John Wiley & Sons Ltd. s.129-153.
- Weijman-Hane, G. (1970): **Vattenvårdsplan för Kävlingeån. Generalplan.** Kävlingeåns Vattenvårdsförbund. Malmö.
- Wetzel, R. G. (1975): **Limnology.** W. B. Sanders Company.

Kartmaterial:

Skånska Rekognoceringskartan 1812. Skala 1:30 000. Lantmäteriverket, Malmö 1985. Kartblad: I Ö 203, I Ö 204, II Ö 203, II Ö 204, III Ö 203, III Ö 204, IV Ö 203, IV Ö 204, V Ö 203, V Ö 204.

Ekonomiska kartan 1914. Skala 1:20 000. Rikets Allmänna Kartverk, Lantmäteriverket, Gävle. Kartblad: Teckomatorp, Trollenäs, Bosjökloster, Hörby, Satsarp, Käflinge, Örtofta, Löberöd, Västerstad, Långaröd.

Ekonomiska kartan 1976. Skala 1:10 000. Lantmäteriverket, Gävle. Kartblad: 023 61 2D 6b Hjularöd, 023 62 2D 6c Askeröd, 023 70 2D 7a Hurva, 023 71 2D 7b Högseröd, 023 72 2D 7c Sebbarp, 023 73 2D 7d Östra Sallerup, 023 74 2D 7e Bessinge, 023 75 2D 7f Långaröd, 023 85 2D 8f Harphult.

Miljöatlas - Inland 1985. Skala 1:50 000. Försvarsenheten & Naturvårdsenheten, Länsstyrelsen i Malmöhus län. Kartblad: F, G, H.

Ekonomiska kartan 1989. Skala 1:20 000. Gula serien. Lantmäteriverket, Gävle. Kartblad: Kävlinge 2C:65, Flyinge 2C:68, Marieholm 2C:85, Eslöv 2C:88.

**Lunds Universitets Naturgeografiska institution.
Seminarieuppsatser.**

Uppsatserna finns tillgängliga på Naturgeografiska institutionens bibliotek,
Sölvegatan 13, 223 62 LUND.

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 läplanteringsläverkan.
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 himmels-exponering i gator: Resultat av mätningar i Malmö.
10. **Nilsson, S.** (1988): Veberöd. En beskrivning av samhällets och bygdens utbyggnad och utveckling från början av 1800-talet till vår tid.
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): Sambandet 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.