

## Preliminär bedömning av den ekologiska statusen i Enköpingsån



20 poängs examensarbete.

av

Johan Axné

Institutionen för miljöanalys (IMA)  
Sveriges lantbruksuniversitet  
Box 7050 750 07 Uppsala

Handledare: Mats Wallin



# Preliminär bedömning av den ekologiska statusen i Enköpingsån

ISSN 1403-977X

## Summary

River Enköpingsån and River Långtorabäcken, in the central part of Sweden, was investigated during the spring and summer of 2005. The aim of the study was to assess the ecological status of the rivers according to the EU Water Framework directive (WFD). Benthic fauna was sampled at different stations in the rivers and analysed for deviations from the reference conditions (EQR Ecology Quality Ratio). In addition the physical structure and morphology of the rivers was described using the British River Habitat Survey (RHS). The chemical status for River Enköpingsån was also classified using data for total phosphorus.

The ecological status of River Enköpingsån and River Långtorabäcken were preliminary assessed to a good status according to the benthic fauna indices DSFI, ASPT and Shannon-Wieners diversity index. All of the indices showed small deviations from the reference conditions. The physical structure showed that the rivers have been significantly modified. However, today it is difficult to assess the impact from historical modifications and correlate it to the benthic fauna. When the chemical parameter total phosphorus was introduced to the assessment of the status of River Enköpingsån the outcome was quite different compared to that for the benthic fauna. According to the WFD the ecological status should be based on the factor that represents the lowest quality class due to the “one out all out” principal. In this case the total phosphorus showed extreme deviations from the reference conditions. Accordingly the quality can be assessed in two opposite ways depending on what kind of quality factor that has been investigated. It seems that the benthic fauna can indicate good status even though the river showed extremely high phosphorus conditions. The bad chemical status can, however, be a problem further downstream, for example in Lake Mälaren.

The investigation also tried to find rivers in the region that could represent reference conditions for River Enköpingsån. Three alternatives have been used; 1) a sampling point located further upstream in River Enköpingsån, 2) River Skattmansöån and 3) River Långtorabäcken. All three alternatives showed just slightly differences in status compared to River Enköpingsån.

The most common species in the rivers belonged to the group Diptera and Crustacea. The dominating taxa in those groups were Simuliidae and Chironomidae for Diptera and *Gammarus sp.* for Crustacea. More than 75% of the fraction of species in River Långtorabäcken belonged to the group of Simuliidae. The groups of species that was found in the investigated rivers are indicators of eutrophic conditions.

The investigation also showed that a method for sampling benthic fauna should be based on sampling in transects. Because they cover more habitats compared to a non transects sampling method. Sampling in transects led to that more individuals and taxa could be caught. If the aim is to describe the ecological status of a river the sampling of benthic fauna should be done with a method that uses transects.

**Key words:** Water Framework Directive, ecological status, benthic fauna, River Habitat Survey, chemical status, River Enköpingsån, River Långtorabäcken.

## **Sammanfattning**

Under våren och sommaren 2005 utfördes en studie av Enköpingsån och Långtorabäcken för att göra en preliminär bedömning av den ekologiska statusen i åarna. Vilket gjordes genom att undersöka bottenfaunan och den fysiska miljön i och kring vattendragen. Befintliga data på totalfosfor för Enköpingsån användes för att bedöma åns kemiska status. Bedömningar har gjorts utifrån befintliga bedömningsgrunderna för sjöar och vattendrag.

Enköpingsån bedömdes preliminärt ha en hög ekologisk status utifrån biologiska kvalitetsfaktorer (bottenfauna). Bedömningen gjordes utifrån de biologiska indexen DSFI, ASPT och Shannon-Wieners diversitetsindex. Samtliga index uppvisade små eller inga avvikelser från jämförvärdet (referensvärdet) för den boreonemorala regionen. Ett alternativt sätt att bedöma ekologisk status är att inkludera kemiska kvalitetsfaktorer. I den här undersökningen beräknades därför avvikelser från jämförvärdet för totalfosfor för Enköpingsån. Detta visade på extrema avvikelser från jämförvärdet vilket preliminärt motsvarar en dålig kemisk status. Vid sammanvikningen mellan biologi och kemi bedömdes statusen utifrån den kvalitetsfaktor som uppvisade det sämsta resultatet, i det här fallet alltså kemin. I motsats till det goda resultat som biologin visade bedömdes nu istället Enköpingsån till att vara av dålig status. Med utgångspunkt från att biologin väger tyngre kan alltså Enköpingsån preliminärt bedömas till att ha en hög ekologisk status. Emellertid kommer den dåliga kemiska kvaliteten att påverka biologin nedströms, t.ex. Mälaren.

Utöver jämförelsen med bedömningsgrunderna gjordes även försök att hitta vattendrag i området som skulle kunna betraktas som referensvattendrag vid bedömningen av Enköpingsån. Jämförelser gjordes dels med en annan provtagningslokal i Enköpingsån (provlokal U), dels med Långtorabäcken och Skattmansöån. Långtorabäcken uppvisade emellertid sämre biologisk kvalitet än Enköpingsån. Vid de övriga två jämförelserna skulle en status motsvarande hög erhållas vid jämförelse med provlokal U medan en jämförelse med Skattmansöån skulle medföra att ån bedöms till en måttlig status. Motsvarande jämförelse gjordes inte för kemiska kvalitetsfaktorer.

Antalet taxa som hittades i Enköpingsån och Långtorabäcken var relativt likvärdiga. Emellertid fångades såväl dagsländor som bäcksländor i Enköpingsån vilka båda är grupper som inte hittades i Långtorabäcken. Stora variationer kunde ses inom Enköpingsån, som provtagits på 3 olika lokaler. Diversiteten inom gruppen EPT-taxa var låg och dominerades framförallt av nattsländor (Trichoptera) för båda vattendragen. Dessa dominerades i sin tur av husbyggande nattsländor av typen Limnephilidae och frilevande nattsländor av typen Hydropsychoidea. Dessa organismgrupper gynnas av näringsrika miljöer.

Kvoten mellan aktiva- och passiva filtrerare visade att Långtorabäcken hade ett mycket större innehåll av passiva filtrerare, framförallt knottlarver (Simuliidae). Detta indikerar att Långtorabäcken har en högre halt av suspenderat organiskt material.

Undersökningen visade också att en provtagningsmetod för bottenfaunan bör användas som placerar ut provpunkterna längs transekter. Orsaken är att ett större antal habitat täcks vilket gör att flera individer och flera taxa fångas. Vilket innebär att en säkrare bedömning av den ekologiska statusen kan göras.

**Nyckelord:** Ramdirektivet för vatten, ekologisk status, bottenfauna, River Habitat Survey, kemisk status, Enköpingsån och Långtorabäcken.

# Innehållsförteckning

<b>1. BAKGRUND</b> .....	<b>8</b>
<b>2. INLEDNING</b> .....	<b>8</b>
2.1. SYFTE.....	8
2.2. UTFÖRANDE OCH AVGRÄNSNINGAR .....	8
2.3. BOTTENFAUNA .....	9
2.4. BESKRIVNING AV VATTENDRAGEN .....	10
2.4.1. <i>Enköpingsån</i> .....	10
2.4.2. <i>Långtorabäcken</i> .....	10
2.4.3. <i>Skattmansån, Fiskviks kanal och Gällbäcken</i> .....	11
<b>3. MATERIAL OCH METOD</b> .....	<b>11</b>
3.1. BEDÖMNING AV EKOLOGISK STATUS .....	11
3.2. BEDÖMNINGSGRUNDER FÖR BOTTENFAUNA .....	12
3.3. BOTTENFAUNAINDEX .....	12
3.3.1. <i>FAKTARUTA: Förklaring av biologiska index</i> .....	13
3.4. PROVTAGNING AV ENKÖPINGSÅN OCH LÅNGTORABÄCKEN.....	14
3.5. PROVTAGNINGSMETODIK –BOTTENFAUNA.....	15
3.6. KARAKTERISERING AV PROVLOKALERNA .....	16
3.7. BIOTOPKARTERING AV ÅARNA GENOM METODEN RIVER HABITAT SURVEY (RHS).....	16
3.8. BEDÖMNING AV DET VATTENKEMISKA TILLSTÅNDET.....	17
<b>4. RESULTAT OCH DISKUSSION</b> .....	<b>18</b>
4.1. BEDÖMNING AV VATTENKVALITETEN UTIFRÅN BOTTENFAUNAN.....	18
4.1.2. <i>Jämförelse med andra vattendrag i Enköpings kommun</i> .....	20
4.2. DOMINERANDE ORDNINGAR OCH FUNKTIONELLA GRUPPER .....	20
4.2.1. <i>Dominerande ordningar</i> .....	20
4.2.2. <i>Funktionella grupper</i> .....	22
4.3. HUR KAN SAMMANSÄTTNINGEN FÖRKLARAS? .....	24
4.4. ÅARNAS MORFOLOGI OCH PÅVERKANSGRAD .....	24
4.4.1. <i>Den fysiska miljön i och kring Enköpingsån och Långtorabäcken</i> .....	24
4.4.2. <i>Utvärdering av den fysiska miljön kring Enköpingsån och Långtorabäcken</i> .....	26
4.5. VATTENKEMI I ENKÖPINGSÅN OCH LÅNGTORABÄCKEN.....	27
4.5.1. <i>Karakterisering av Enköpingsån utifrån den kemiska statusen</i> .....	28
4.6. PRELIMINÄR BEDÖMNING AV EKOLOGISK STATUS .....	28
4.6.1. <i>Olika bedömningsalternativ</i> .....	28
4.6.2. <i>Organismgrupperna i vattendragen</i> .....	29
4.7. REFERENSOBJEKT .....	30
4.8. METODJÄMFÖRELSE .....	31
4.8.1. <i>Antal taxa</i> .....	31
4.8.2. <i>Individdensitet och antal taxa</i> .....	31
4.8.3. <i>Skillnader i antal funna taxa (individdensitet) längs transekter i Enköpingsån (E)</i> .....	32
4.8.4. <i>Varför ser resultaten från metodjämförelsen ut så här?</i> .....	33
4.8.5. <i>Hur många prover bör tas och hur bör dessa placeras vid en liknande undersökning?</i> .....	33
<b>5. SLUTSATSER</b> .....	<b>34</b>
<b>6. FRAMTIDA STUDIER</b> .....	<b>34</b>
<b>TACKORD</b> .....	<b>35</b>
<b>REFERENSLITTERATUR</b> .....	<b>36</b>
<b>BILAGOR</b> .....	<b>40</b>

- Bilaga 1. Beskrivning av provlokal.**
- Bilaga 2a. Resultat bottenfauna.**
- Bilaga 2b. Resultat metodundersökning.**
- Bilaga 2c. Resultat biotopkartering och kemi.**
- Bilaga 3a. Rådata bottenfauna.**
- Bilaga 3b. Rådata biotopkartering.**

# 1. Bakgrund

År 2000 antogs EU:s vattendirektiv, om hur vi skall uppnå god status för våra yt- (sjöar, vattendrag och kustvatten) och grundvatten. För ytvatten kräver detta att biologiska och kemiska kvalitetsfaktorer motsvarar minst god ekologisk status för att ett ytvatten skall kunna klassas med god ekologisk status. Vattendrag som uppvisar hög ekologisk status för biologi och kemi bedöms till hög ekologisk status om även de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna kan bedömas till att vara av hög status. Dessa vattendrag uppvisar ett tillstånd som är mer eller mindre opåverkat och kan användas som referensobjekt vid en bedömning av andra ytvattens ekologiska status. För kraftigt modifierade ytvatten är motsvarande krav god/hög ekologisk potential.

Det är upp till medlemsstaterna själva att jobba fram metoder för hur ytvatten skall undersökas så att en bedömning av deras status blir möjlig (Ramdirektivet för vatten, EU 2000).

## 2. Inledning

### 2.1. Syfte

I den här studien har valts att undersöka biologiska och hydromorfologiska (den fysiska miljön) förhållanden i två uppländska vattendrag, Enköpingsån och Långtorabäcken. Detta har gjorts genom bottenfaunaprovtagning samt genom att beskriva den fysiska miljön kring vattendragen genom biotopkartering.

Det finns ännu ingen färdig metodik för bedömning av ekologisk status i sjöar och vattendrag och biologiska undersökningar i svenska jordbruksvattendrag är sällsynta. Studien får anses vara en pilotstudie och bedömningen kan sägas vara en preliminär bedömning av den ekologiska statusen enligt nuvarande bedömningsgrunder. Intentionen har dock varit att göra bedömningen, så långt det varit möjligt, i enlighet med vad som föreskrivs i ramdirektivet för vatten.

Undersökningen hade följande syfte:

- \_ Att göra en första preliminär bedömning av den ekologiska statusen för Enköpingsån.
- \_ Att beskriva likheter/olikheter mellan Enköpingsån och Långtorabäcken, med avseende på bottenfaunans funktionella grupper och artsammansättning.
- \_ Att jämföra olika metoder för bottenfaunaundersökning med avsikt att ge förslag till ett lämpligt metodval vid bedömning av ekologisk status för vattendrag.

### 2.2. Utförande och avgränsningar

Arbetet har utförts vid SLU, institutionen för miljöanalys (IMA), på uppdrag av Länsstyrelsen i Uppsala län. Arbetet har utformats till ett 20 poängs examensprojekt med syfte om att i första hand ge förslag om lämplig metodik vid provtagning och bedömning av ekologisk status för slättlandsåar i den boreonemorala regionen.

Arbetet har avgränsats till att undersöka biologiska (bottenfauna) och hydromorfologiska (biotopkartering) kvalitetsfaktorer hos vattendragen. För en mer fullständig bedömning av vattendragets ekologiska status har även vattenkemiska data inkluderats. Dessa har hämtats



från andra undersökningar, dels från den samordnade recipientkontrollen (SRK) 1993-1998 (Törnblom och Wallin 2000), dels data som erhållits från institutionen för vattenvårdslära, SLU, och dels från ett annat examensarbete som utförts på Enköpingsån (Tjernell 2005).

I studien används jämförvärden från bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag, som tagits fram av Naturvårdsverket (Naturvårdsverket 1999). Jämförvärden används vid beräkningen av avvikelser som en kvot mellan observerat värde/jämförvärde. Bedömningsgrunderna är under revidering för att bättre lämpa sig för en klassning av den ekologiska statusen för ett ytvatten. Den här undersökningen har därför använt sig av nuvarande bedömningsgrunder.

### 2.3. Bottenfauna

Bottenfaunan, eller bentiska makrovertebrater, utgörs av djur som lever i eller på botten eller på växter förankrade i botten i sjöar och vattendrag. Dessa djur definieras av att de kan fångas med en håv som har en maskstorlek av 0,2-0,5 mm (Naturvårdsverket 2005:a). Historiskt sett har miljötillståndet ofta klassats utifrån kemin i ett ytvatten. Detta ger emellertid endast en ögonblicksbild av miljötillståndet, d.v.s. det tillstånd som råder vid själva provtagningstillfället. Kemiska parametrar kan fluktuera under enskilda dygn beroende på bl.a. vattenflöde, omgivande marker, klimat och mänsklig påverkan. Att undersöka bottenfaunan ger ett mera integrerat mått på miljötillståndet p.g.a. bottenfaunans relativt långa livslängd (Dahl 2005).

Hydrologiska förhållanden, det geografiska läget och mänsklig påverkan på miljön är storskaliga faktorer som djuren måste anpassa sig till för att överleva och kunna sprida sig. Vidare påverkas också den enskilda arten av mera småskaliga (på habitatnivå) faktorer. Dessa faktorer utgörs av den historia som fört arten till habitatet, dess beteende, biologiska interaktioner, habitatets komplexitet, hur ofta det sker störningar av habitatet, vattenkemin samt vilken typ av föda som finns tillgänglig i habitatet (Tanaka och Leite 2003, Pedersen 2003, Wetzel 2001).

Bottens beskaffenheter, d.v.s. bottens fysiska struktur, är mycket heterogen för strömmande vattendrag beroende bl.a. på nedfallande vegetation, stenar i fåran och meandring (Pedersen 2003). I ett vattendrag finns därför olika biotoper (habitat) i vilka de olika djurgrupperna lever. Biotoperna karakteriseras av t.ex. olika flödesprofiler, temperatur och näringsstatus. Studier har visat att organismer som anpassats till låg flödes hastighet ökat i antal i takt med att flödes hastigheten sjunkit och tvärtom för de djur som anpassats till mer snabbt rinnande vatten (Fleituch 2003).

Enligt Buffagni m. fl. (2000) karakteriseras strömmande vattendrag av fem enskilda habitat; två i den strömmande/forsande delen av vattendraget (med och utan vegetation), två längs stränderna (med och utan vegetation) samt ett i det s.k. bakvattnet. Habitaterna skiljer sig framförallt med avseende på den fysiska påfrestningen av det förbiströmmande vattnet, vilken sätter hårdare press på bottenlevande djur i mitten av åfåran jämfört med de djur som lever närmare strandkanten. Till de olika delarna av vattendraget har organismer anpassat sig och utvecklat speciella egenskaper för de skilda fysiska förhållandena.

Utöver dessa anpassningar krävs också anpassningar till den föda som finns tillgänglig inom habitatet (Habdija m fl 2002). Makrovertebrater har anpassat sig till att utnyttja olika sorters födoresurser. Olika grupper av organismer kan därför kategoriseras in i funktionella grupper och dessa grupper har anpassats till de skilda miljöer som finns i ett vattendrag. Exempel på

funktionell grupp är filtrerare (t.ex. knottlarver och musslor,) vilka sitter still och filtrerar in näring som passerar förbi (Wallace och Webster 1996). Vanligtvis hittas denna typ av organismer i mera eutrofa vattendrag med hög halt av organiskt material (Rosenberg och Resh 1993).

Utifrån de olika anpassningar som gjorts av djuren med avseende på habitates fysiska struktur och den tillgängliga födoresursen fördelar de sig på ett bestämt sätt utifrån den rådande miljön. Resultatet blir att vissa områden av botten har ett rikt djurliv (många individer) medan andra områden har ett mindre rikt djurliv (Naturvårdsverket 2005:b). Kunskapen om detta är viktigt då provtagningen skall ge en representativ bild av djurlivet i ett vattendrag.

## 2.4. Beskrivning av vattendragen

### *2.4.1. Enköpingsån*

Ån har sina källor ca 1 mil NV om Enköping. Den kallas för Enköpingsån efter sammanflöde med Örbäcken och Långängsbäcken/Ullbrobäcken drygt 3 km NV om Enköping (figur 3.4.1.). Ån ringlar sig genom staden och mynnar i Svinnegarnsviken i Mälaren. Vid låg vattenföring förhåller sig vattennivån i staden till den samma som Mälaren. I Enköping är ån kanaliserad och pålad och används som farled till och från hamnen i staden.

Huvudvattendraget Enköpingsån-Ullbrobäcken-Långängsbäcken (figur 3.4.1. med markering E och U) har en längd av 20 km och från detta rinner också ett av två stora tillflöden till norr om Enköping stad, nämligen Jungbodiket. Som namnet antyder är detta ett rätat dike. Från väster kommer det andra stora tillflödet Örbäcken (figur 3.4.1. med markering Ö). Enköpingsån är kraftigt förgrenad och den största delen av ån är dikad och uträtad. Inom avrinningsområdet finns dammanläggning och 99 vattenverksamheter registrerade. 500 m uppströms Ullbro respektive 1,5 km uppströms Tillinge och ned till E18 är vattendraget starkt meandrande och rinner på ett mer eller mindre naturligt sätt genom en ravin, vilken på sina håll kan uppgå till en bredd av 50-100m.

Andelen jordbruksmark i avrinningsområdet är mycket högt (ca. 50% av avrinningsområdet) vilket medför ett stort näringsläckage till ån. Erosion och täckdikning bidrar till att vattendraget är starkt grumlat med litet siktdjup. Ån är, i sin nedersta del även recipient för avloppsreningsverket i Enköping.

Nedströms Enköping och nära mynningen till Mälaren ligger våtmarksområdet Dyarna, som av länsstyrelsen klassats till att ha ett högt naturvärde (klass II). I övrigt är åns ekologi dåligt undersökt.

### *2.4.2. Långtorabäcken*

Bäcken rinner in i Örsundaån från sydost nära Skattmansöåns inlopp (figur 3.4.1. med markering L). Den har sina källor i Härkeberga och rinner i NV riktning förbi Långtora ut i Örsundaån. 23 st vattenverksamheter är registrerade längs bäcken.

Avrinningsområdet domineras av åker- och ängsmark med mindre inslag av skog- och våtmarker. Åns höjdskillnad från dess start till dess slut är 55 m. Bäcken rinner genom ett landskap som karakteriseras av att vara relativt flackt och kraftigt uppodlad. Större delen av bäcken är dikad och uträtad med undantag för en 3,5 km lång sträcka uppströms och nedströms Långtora kyrka där bäcken meandrar fram genom en lerravin. Denna sträcka är mest utvecklad ca 1 km nedströms kyrkan med aktiv erosion, skred och korvsjöar. Under

september 1994 rapporterades bäcken, i det här området, vara 2 m bred och 1 m djup rinnande längs den 20 m breda och 4 m djupa lerravinen. Sträckan har bedömts att ha ett högt naturvärde (klass III) av länsstyrelsen på grund av sin naturliga meandring samt dess geologi.

#### 2.4.3. Skattmansöån, Fiskviks kanal och Gällbäcken

Studien jämför Enköpingsån även med andra vattendrag i kommunen vars bottenfauna undersöktes vid riksinventeringen 2000. Precis som beskrivits för vattendragen ovan är detta vattendrag som ligger i områden, som kraftigt domineras av åker- och ängsmark samt att de modifierats och rätats på ett antal ställen. De tre vattendragen karakteriseras av att ha ca 50% åkermark och ca. 50% skogsmark i avrinningsområdena. I Skattmansöåns avrinningsområde finns fyra mindre sjöar (Brunberg och Blomqvist 1996).

### 3. Material och metod

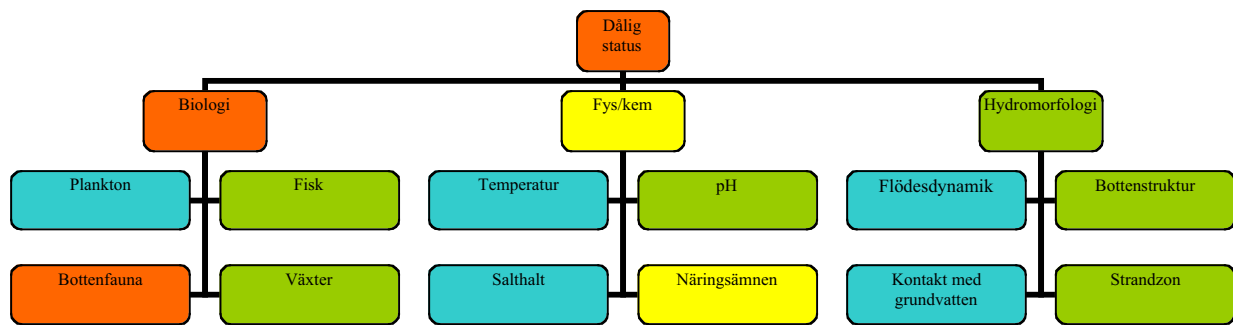
#### 3.1. Bedömning av ekologisk status

Bedömningen har utförts genom att beräkna avvikelser från ett jämförvärde (EQR). Den beräknade EQR-kvoten hamnar inom intervallet 0-1 och kan bedömas enligt figur 3.1.1. Gränsvärdena för god respektive hög status skall fastställas under 2006.



**Figur 3.1.1.** Bedömning av avvikelser från jämförvärdet. Låg kvot är förenligt med dålig ytvattenkvalitet.

Det är framförallt de biologiska kvalitetsfaktorerna som är av betydelse vid en bedömning av ekologisk status. De övriga faktorerna har en mera stödjande funktion. Om ett vattendrag ska kunna bedömas till hög ekologisk status måste såväl biologin som kemin och de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna motsvara hög ekologisk status. Vattendrag av detta slag kan sedan användas som referensobjekt vid bedömning av ekologisk status för samma typ av vattendrag. Ramdirektivets text är emellertid motsägelsefullt. Den anger nämligen att bedömningen av ekologisk status ska utgå från den kvalitetsfaktor som uppvisar det sämsta resultatet. Det innebär i praktiken att biologin inte alltid kommer att väga tyngst i bedömningen. Om hydromorfologin visar sämre status än god kan det bli fråga om att bedöma vattenförekomsten som kraftigt modifierad. Om så är fallet kommer det att bli fråga om att bedöma ekologisk potential och inte ekologisk status (Direktiv 2000/60/EG). Förfarandet illustreras av figur 3.1.2.



**Figur 3.1.2.** Vid bedömning av den ekologiska statusen väger de biologiska kvalitetsfaktorerna tyngst och de kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna har en mera stödjande funktion. Vid sammanvägning av alla kvalitetsfaktorer väger den med sämst resultat tyngst, i ovanstående exempel alltså biologin.

Då det för tillfället endast är möjligt att bedöma ett tillstånd enligt bedömningsgrunderna har ändå samma tillvägagångssätt använts som beskrivits ovan vid bedömningen av Enköpingsån.

### 3.2. Bedömningsgrunder för bottenfauna

Bedömningsgrunderna använder enskilda index för att bedöma en tillståndsklass för bottenfauna. Avvikelsen bedöms utifrån en ekologisk kvalitetskvot (EQR), vilken beskrivits ovan. Avvikelsen från jämförvärdet visar hur påverkat vattendraget är av mänskliga aktiviteter och motsvarar preliminärt en bedömning av ekologisk status (figur 3.1.1.). I avsaknad av för området specifika jämförvärden från referensvattendrag, har jämförvärden från bedömningsgrunder använts (tabell 3.3.2.). I den här studien har jämförvärden från det boreonemorala området använts. Jämförvärdena är baserade på data från riksinventeringen 1995 och finns för sex ekoregionerna i Sverige (figur 3.4.1.) (Naturvårdsverket 1999).

Bedömningsgrunderna är under revidering för att bättre passa bedömningen av ekologisk status. Uppbyggnaden av befintliga bedömningsgrunder stämmer ganska bra överens med det som föreskrivs i ramdirektivet, enligt system B. Det finns dock problem som gör att bedömningsgrunderna ej är direkt tillämpliga vid en bedömning av ekologisk status. Exempelvis saknas en koppling mellan djur- och växtliv och det fysiska och kemiska tillståndet i vatten (Aniansson och Vidarve 2003).

### 3.3. Bottenfaunaindex

Ett stort antal index har utarbetats för att kunna bedöma miljötillståndet hos sjöar och vattendrag. Indexen har byggts upp utifrån den ekologiska kunskap som finns om enskilda djurgrupper eller arter samt deras känslighet för olika former av miljöpåverkan (se t.ex. AQEM 2004). Undersökningens syfte bestämmer vilka av dessa index som är aktuella. I den här typen av undersökning används enligt Naturvårdsverket (1999) följande index; Shannon-Wieners diversitetsindex (Shannon), Average Score Per Taxon (ASPT), Danskt fauna index (DSFI) och Medins surhetsindex (tabell 3.3.1.). Medins surhetsindex har emellertid valts bort då vattendragen har avrinningsområden som till stor del består av kalkhaltig lera (Carlsson m fl 2000). Detta medför att dräneringsvattnet har hög alkalinitet och ett högt pH-värde. Bedömning av surhet är därför inte relevant.

Utöver nämnda index har även individtätthet, antal taxa och antal EPT-taxa (antal funna taxa inom grupperna nattsländor, dagsländor och bäcksländor) lagts till. I tabell 3.3.1. visas en översikt av indexen samt tillståndsklasserna som intervallen motsvarar.

**Tabell 3.3.1.** Index som har använts vid bedömning av bottenfaunan i Enköpingsån. I tabellen visas även klasstillhörighet enligt bedömningsgrunderna för de beräknade indexen (Naturvårdsverkets 1999). För klassning av EPT-taxa, individtätthet och antal taxa har klassgränserna från en studie gjord av Johansson m fl (2003) använts.

Klass	Benämning	Shannon	ASPT	DSFI	EPT-taxa	Ind./m <sup>2</sup>	Antal taxa
1	Mkt högt	> 3,71	> 6,9	7	> 29	> 3000	> 50
2	Högt	2,97-3,71	6,1-6,9	6	22-29	1500-3000	40-50
3	Måttligt	2,22-2,97	5,3-6,1	5	12-22	500-1500	25-40
4	Lågt	1,48-2,22	4,5-5,3	4	7-12	200-500	18-25
5	Mkt lågt	≤ 1,48	≤ 4,5	1-3	< 7	< 200	< 18

I tabell 3.3.2. redovisas jämförvärden för den boreonemorala regionen. I tabell 3.3.3. ges en beskrivning av hur tolkningen skall göras utifrån eventuella avvikelser från jämförvärdet. Klass 1 innebär ingen eller obetydlig effekt och 5 mycket stark effekt från mänskliga aktiviteter (Naturvårdsverket 1999).

**Tabell 3.3.2.** Avvikelsen bildas genom att beräkna kvoten mellan beräknat index och jämförvärdet från den boreonemorala regionen (Naturvårdsverket 1999).

Index	Jämförvärde boreonemoral region
DFSI	5
ASPT	4.75
Shannon	1.95

**Tabell 3.3.3.** Klassificering av avvikelsen från jämförvärde för ett vattendrag (Naturvårdsverket 1999).

Avvikelse jämförvärde	Kvalitetsklass	Beskrivning
>0.90	1	Ingen påverkan
0.80-0.90	2	Måttlig påverkan
0.60-0.80	3	Tydlig påverkan
0.30-0.60	4	Stark påverkan
≤0.30	5	Mycket stark påverkan

### 3.3.1. FAKTARUTA: Förklaring av biologiska index.

Shannon-Wieners diversitetsindex (Shannon)

Indexet beskriver ekosystemets mångfald eller diversitet. Värdet är ett integrerat mått av artrikedom och arternas relativa närhet på provlokalen. Ett högt index erhålls om det är stor diversitet, d.v.s. många olika arter samt att ingen av arterna dominerar i antal (Naturvårdsverket 2005).

Average Score Per Taxon (ASPT)

ASPT är ett "renvattenindex" som beskriver kvaliteten för ett vatten. Detta genom kännedom av ett antal taxas toleransnivå i förhållande till vattnets kemiska sammansättning. Höga poäng tilldelas känsliga taxa. Ju högre indexvärde desto bättre kvalitet på vattnet (NV 2005).

Danskt faunaindex (DSFI)

I likhet med ASPT-indexet beskriver DSFI graden av eutrofiering och/eller organisk förorening. För detta index undersöks proven efter ett antal nyckelgrupper med olika grad av tolerans. Även här indikerar ett högt värde en bra kvalitet på vattnet (NV 2005).

#### Individtäthet

Då varje enskilt prov har en bestämd provyta kan antalet individer per m<sup>2</sup> beräknas. Vilket gör det möjligt att jämföra provena med varandra och mellan de olika vattendragen. Detta ger ett mått på hur produktivt vattendraget är men det säger inget om vattnets kvalitet (Miljöanalys 2005). Gränsvärdena för vad som är högt respektive lågt kan ses i tabell 3.3.1. (Medin 2003)

#### Antal taxa

Antal taxa utgörs av det minsta antal arter som man med säkerhet påträffat i vattendraget. Intentionen har varit att artbestämma organismerna så långt det varit möjligt. För vissa har det bara varit möjligt att bestämma organismen till en mera övergripande grupp inom hierarkin. Dessa har då räknats som ett taxa (Medin 2003).

#### EPT-taxa

Indexet beskriver antalet taxa inom ordningarna Ephemeroptera (Dagsländor), Trichoptera (Nattsländor) och Plecoptera (Bäcksländor). Dessa organismer är känsliga mot föroreningar av olika slag, så hög diversitet bland dessa beskriver goda förhållanden (Medin 2003).

#### Funktionella grupper

Genom att artbestämma djuren kan de sedan delas in i olika funktionella grupper beroende på vilken typ av näringskälla som de använder. Genom att sätta upp ett andelsdiagram åskådliggörs vilka typer av funktionella grupper som dominerar och om det råder balans i ekosystemet (Lingdell och Engbom 1996).

### 3.4. Provtagning av Enköpingsån och Långtorabäcken

Fyra stationer provtogs (figur 3.4.1), tre i Enköpingsån och en i Långtorabäcken (se tabell 3.4.1.). Platserna valdes ut så att de skulle bli möjligt att jämföra de båda vattendragen med varandra. Undersökningen av platsernas lämplighet gjordes några dagar före provtagningen, dels i fält och dels från den topografiska kartan. Provtagningsmetodiken bygger på att provlokaler skall vara strömmande/forsande med ett dominerande bottensubstrat av grus och sten som lätt kan förflyttas med sparkar. För slättlandsåar som ligger i starkt jordbrukspåverkade områden är sådana platser sällsynta. En sådan plats hittades dock i nedre delen av Enköpingsån (provlokal E tabell 3.4.1.). Längs Ullbrobäcken, som utgör ena av två grenar av Enköpingsån, hittades också en sådan sträcka. Men utan medgivande från markägaren blev det ej aktuellt att provta denna sträcka varför en sträcka ett stycke nedströms valdes istället. Den tredje provlokalen i Enköpingsån var Örbäcken som utgör den andra grenen av ån.

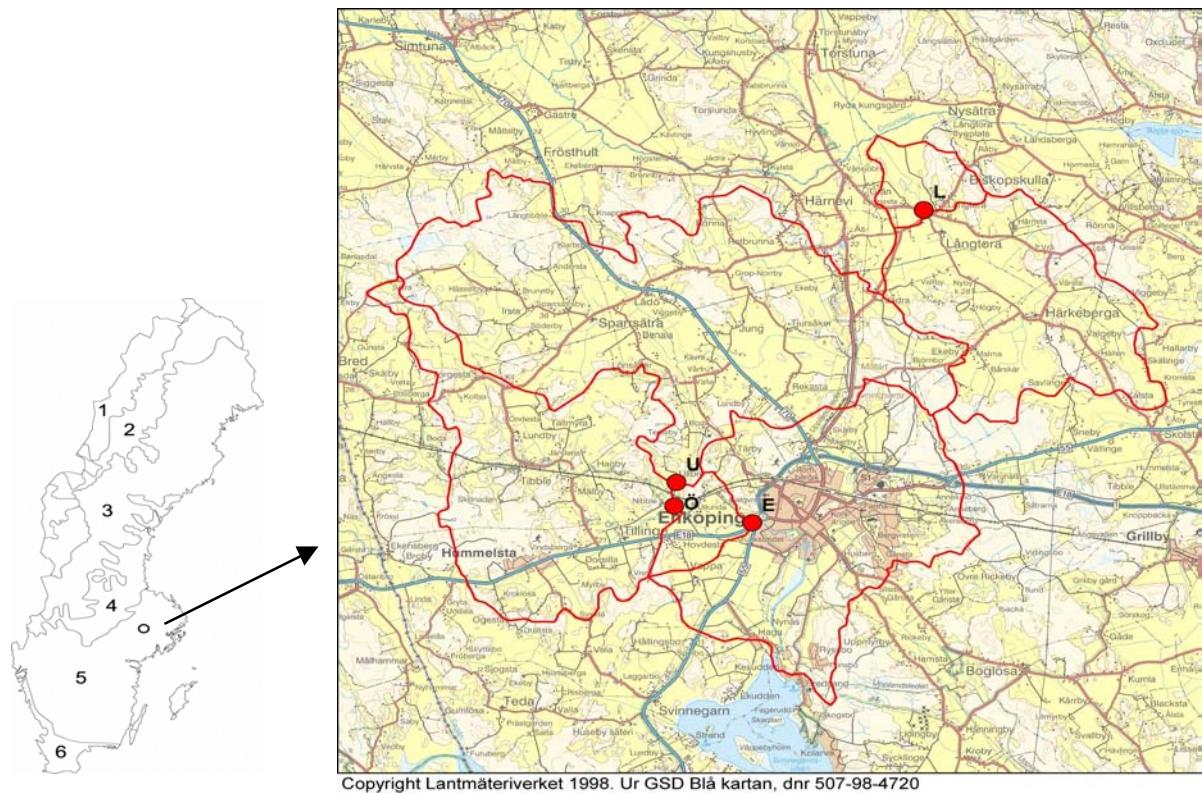
Provtagningsplatsen i Långtorabäcken valdes utifrån samma principer som beskrivits för Enköpingsån. Här hittades en lämplig plats ca 2 km nedströms Långtora kyrka. För samtliga platser gäller att de har ett flöde som är långsamt rinnande/flytande till strömmande med ett leraktigt bottensubstrat.

**Tabell 3.4.1.** *Provlokalernas namn och koordinater samt antalet prov som tagits vid varje plats. 1m representerar prov som tagits efter en 1m lång sträcka vid användning av sparkmetoden (Naturvårdsverket 2005:b). 1 fot representerar prov som tagits utefter en 1 fot lång sträcka då provena istället tagits utefter transekter.*

Provlokal	Förkortning	Koordinater (X:Y)	Antal prov		Totalt antal prover
			1m	1 fot	
Enköpingsån	E	6613646:1570232	5	10	15
Ullbrobäcken	U	6614811:1568243	5	5	10
Örbäcken	Ö	6614163:1568137	5	0	5
Långtorabäcken	L	6623300:1574839	5	5	10

I figur 3.4.1. visas den boreonemorala regionens (5) geografiska läge. Ringen i den boreonemorala regionen visar de provtagna vattendragens geografiska position.

Provlokalernas placering inom detta område samt avrinningsområdena visas i den mera detaljerade kartan (figur 3.4.1.). Inom Enköpings kommun ligger också Skattmansöan, Gällbäcken och Fiskviks kanal.



**Figur 3.4.1.** 1. Arktisk/alpin zon. 2. Nordlig boreal zon. 3. Mellan boreal zon. 4. Sydlig boreal zon. 5. Boreonemoral zon. 6. Nemoral zon. Ringen visar var Enköpingsån och Långtorabäcken ligger. Kartan till höger ger en mera detaljerad beskrivning av provlokalerna och deras avrinningsområden (de röda avgränsningarna). Åarna är belägna i södra delen av Uppland i Enköpings kommun. Tre av provlokalerna ligger i Enköpingsån (E, U och Ö), intill E18, något väster om Enköping. Långtorabäcken (L) provtogs på ett ställe som ligger ca 2 mil norr om Enköping.

### 3.5. Provtagningsmetodik –bottenfauna

Två metoder användes vid undersökningen av Enköpingsåns och Långtorabäckens bottenfauna. Den ena metoden är en svensk och europeiska standard, SS-EN 27 828, även kallad ”spark-metoden” (Naturvårdsverket 2005:b) och den andra utgjordes av att prover togs transektivt över vattendragets bredd. Vid varje vattendrag har sparkmetoden använts i mitten följt av att 1 fot långa prover har tagits innanför, vilka tillsammans utgjort en transekt.

Båda metoderna bygger på att bottensubstrat med djur virvlas upp genom att man sparkar med ena foten i botten. Det uppvirvlande materialet samlas in med hjälp av en håv som hålls strax nedströms den fot med vilken man sparkar (figur 3.5.1.).

För ”spark-metoden” sker sparkandet längs en 1 m lång sträcka under 60 sek och materialet samlas upp i en håv. Håven som används är rektangulär med måtten 30\*25 cm och med en maskstorlek om 0.5 mm. Håvens sida som hålls mot botten har en längd av 30 cm, vilket gör provytan till 30\*100 cm, d.v.s. 0,3 m<sup>2</sup>. Metoden används framförallt vid tidsserieanalyser där man försöker detektera en biologisk förändring över tid. Metoden har emellertid också använts vid framtagandet av jämförvärden i bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket 2005:b).

Vid transektprovtagningen togs proven på samma sätt som beskrivs men nu längs flera 1 fot långa sträckor med en sparktid på 5 sek. vid varje sträcka. Provytan blev därför 1 fot\*35 cm (1 fot i det här fallet var 30 cm), d.v.s. 0,1 m<sup>2</sup>. Provpunkterna placerades ut längs transekter, d.v.s. prover togs fortfarande efter varandra längs med vattendraget med några prover innanför de provytor som tagits i mitten av vattendraget med ”sparkmetoden”. Varje transekt utgör två eller tre prover beroende på vattendragets bredd. Transektprovtagning används bl.a. vid inventering av vattendrag enligt en metod som kallas för M42 (Naturvårdsverket 2005:a).

Vid Enköpingsån (E) togs 10 st 1 fot långa prover, medan det vid både Ullbrobäcken (U) och Långtorabäcken (L) togs 5 st sådana prover beroende på vattendragens bredd. Inga sådana prover togs vid Örbäcken (tabell 3.2.1.).

Proverna konserverades omedelbart i fält till en koncentration av ca 70% etanol. Proven sorterades ut, på labb, i större taxonomiska grupper under mikroskop, bl.a. för att även de minsta djuren skulle kunna detekteras. Så långt det var möjligt artbestämdes sedan djuren ned till enskilda arter. När detta inte var möjligt delades de in i närmaste grupp ovan art, t.ex. släkte eller familj. Vissa djurgrupper har endast klassats till familj och i vissa fall ännu högre upp i den taxonomiska hierarkin; svidknott (Ceratopogonidae), knottlarver (Simuliidae), fåborstmaskar (Oligochaeta). Fjädermygg (Chironomidae) har klassats till underfamiljerna *Chironomiinae*, *Tanyptodiinae* och *Orthoclaadiinae*. När antalet taxa beräknades har den säkraste ovanstående grupp använts för att en och samma art inte skall kunna representera två taxa. Detta ger ett mått på det minsta antalet taxa som med säkerhet hittats.



**Figur 3.5.1.** Figuren visar metoden som använts vid provtagningarna av bottenfauna. På samtliga provlokaler gjordes fem sparkar i mitten av bäcken enligt den metod som används för tidsserieanalyser. Utöver fem prov i mitten av bäcken togs även prover längs transekter. Proverna fördelades vid alla lokaler längs en 30m lång sträcka.

### 3.6. Karakterisering av provlokaler

Vid provtagningstillfällena insamlades även uppgifter om de förhållanden som rådde i och kring vattendragen. Detta gjordes genom att fylla i ett förtryckt protokoll, med uppgifter om den fysiska miljön i och kring vattendragen (bilaga 1.). Åarnas medelbredd och medeldjup bestämdes utifrån fem mätningar. Klassningen gjordes även för vattennivån, om den var hög eller låg, samt rinnhastighet. Bottensubstratet delades in i olika kategorier enligt typ av dominerande substrat samt andel organiskt material. Dessutom klassades en zon av 30 m längs strandlinjen utifrån vegetation och vegetationens täckningsgrad (främst träd).

### 3.7. Biotopkartering av åarna genom metoden River Habitat Survey (RHS)



Det finns flera olika metoder för att beskriva eller karakterisera miljön i och kring ett vattendrag. Två av dessa är River Habitat Survey ”RHS” (Raven m.fl. 1997) och Biotopkarteringsmetoden (Halldén m.fl. 2002). Metoderna beskriver vattendragets fysiska karaktär och om det finns mänskliga aktiviteter som påverkat eller påverkar vattendraget på något sätt, t.ex. närliggande jordbruksmark. Metoderna skiljer sig åt då RHS beskriver ett eller flera avsnitt om 500 m av ett vattendrag medan biotopkarteringsmetoden beskriver vattendraget i sin helhet.

I föreliggande undersökning beskrivs vattendragen med hjälp av RHS. Detta p.g.a. att de båda vattendragen på många ställen rätats ut och att de ligger i områden med mycket jordbruksmark. Någon större variation kring dessa vattendrag kan därför ej förväntas, och den mer stickprovsinriktade metoden RHS bör då vara mer kostnadseffektiv.

RHS-metoden beskriver i detalj ett antal så kallade ”spot-checks” (stickprover) som är 1 m breda och sträcker sig transektvis från det ena åkrönet till det andra. Ett sådant stickprov beskrivs var 50:e m och totalt beskrivs således 10 st stickprover längs en sträcka av 500m. Inom ett stickprov beskrivs parametrar som bottensubstrat, flödesprofil, vegetationstyp, erosion och sedimentation i åfåran, morfologin för ån och vegetationsstrukturen på stränderna respektive på åkrönet. Slutligen beskrivs även markanvändningen längs vattendraget. De karterade stickproven summeras sedan och sammanfogades till en helhet. Antalet karteringssträckor kan utökas om vattendragets närmiljö är mera varierat.

Genom poängsättning av olika fysiska karaktärer kan en poängsumma ges för varje sträcka som karterats. Summan utgör Habitat Quality Assessment Score (HQA). Vilket är ett kvalitetsmått som beskriver habitatdiversiteten för ett vattendrag. HQA gör det även möjligt att jämföra vattendrag med varandra.

Habitat Modification Score (HMS) skattar ett vattendrags påverkansgrad genom att dela ut straffpoäng för vattendragskaraktärer som ej är naturliga. HMS bedöms enligt skalan som visas i tabell 3.7.1. (Lekka m. fl. 2004).

**Tabell 3.7.1.** Schema för klassning av Habitat Modification Score (HMS) för ett vattendrag (Lekka m.fl 2004).

HMS Klass	Klassificeringskategori
0-2	Naturlig
3-8	Mindre modifierad
9-20	Modifierad
21-44	Signifikant modifierad
>45	Svårt modifierad

I det här arbetet beskrevs två sträckor för Enköpingsån; uppströms provlokal E och U. För Långtorabäcken beskrevs en sådan sträcka uppströms provlokal L (detaljarta figur 3.4.1.).

### 3.8. Bedömning av det vattenkemiska tillståndet

För att kunna göra en mer fullständig bedömning av ekologisk status har kemiska parametrar inkluderats från flera olika undersökningar. Följande parametrar har tagits med för att preliminärt bedöma Enköpingsåns ekologiska status; pH, totalfosfor och totalkväve. I tabell 3.8.1. visas den klassindelning som gjorts när det gäller ämnen som har en eutrofierande effekt på sjöar och vattendrag. I detta fall är det de reviderade bedömningsgrunderna som

använts, eller rättare: Förslag till nya bedömningsgrunder för kväve och fosfor i vattendrag (Wilander 2004).

**Tabell 3.8.1.** Klassning av tillstånd i vattendrag. Koncentrationen av totalkväve och totalfosfor (Wilander 2004).

Klass	Benämning	Tot-P (µg/L)	Tot-N (µg/L)
1	Låga halter	≤ 12.5	≤ 300
2	Måttligt höga halter	12.5-25	300-625
3	Höga halter	25-50	625-1250
4	Mycket höga halter	50-100	1250-5000
5	Extremt höga halter	> 100	> 5000

För att kunna beräkna avvikelse beräknades ett jämförvärde för totalfosfor. Beräkningen gjordes utifrån sambandet mellan totalfosfor och absorbans samt genom lokalens höjd över havet och koncentrationen av icke marina baskatjoner (Wilander 2004). Data för parametrarna har hämtats från den samordnade recipientkontrollen i Uppsala län (Törnblom och Wallin 2000).

$$\text{Log TP}_{\text{jfr}} = 1,533 + 0,240 \cdot \log(\text{BC}) + 0,301 \cdot \log(\text{abs}_{420/5}) - 0,012 \sqrt{\text{Stationshöjd}}$$

$\text{TP}_{\text{jfr}}$  = jämförvärdet för fosfor (µg/L), BC = icke marina baskatjoner,  $\text{abs}_{420/5}$  = absorbansen vid 420 nm (filtrerat prov), stationshöjden = lokalens höjd över havet i meter.

Avvikelsen beräknas sedan genom kvoten uppmätt totalfosforhalt och det teoretiskt beräknade jämförvärdet för totalfosfor. Klassindelningen av vattendragen gjordes enligt tabell 3.8.2.

**Tabell 3.8.2.** Avvikelseklasser för totalfosfor (tot-P) (Wilander 2004).

Klass	Benämning	Uppmätt halt/jämförvärde
1	Ingen eller liten avvikelse	≤1.5
2	Tydlig avvikelse	1.5-2.0
3	Stor avvikelse	2.0-3.0
4	Mycket stor avvikelse	3.0-5.0
5	Extrem avvikelse	>5.0

## 4. Resultat och diskussion

### 4.1. Bedömning av vattenkvaliteten utifrån bottenfaunan

Studien har använt sig av nuvarande bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999) för att analysera resultaten för bottenfauna. Jämförvärden från den boreonemorala regionen (figur 3.4.1.) har använts för att beräkna eventuella avvikelser som föreligger i Enköpingsån och Långtorabäckens bottenfaunasamhälle.

I tabell 4.1.1. redovisas beräknade bottenfaunaindex samt artantal och individtäthet av bottenfaunan från undersökningarna i Enköpingsån och Långtorabäcken. Resultaten jämförs dels inbördes men också med värden som tagits fram vid riksinventeringen år 2000 från vattendragen Gällbäcken, Skattmansöån och Fiskviks kanal. Resultaten från undersökningen visas även grafiskt i figurerna 4.1.2.1. och 4.1.2.2.

Generellt avviker indexen för Enköpingsån och Långtorabäcken väldigt lite från jämförvärdet för den boreonemorala regionen. För DSFI låg avvikelserna runt 0.2 vilket gjorde att den kunde klassas som tillståndsklass 2. Klassningen skulle motsvaras preliminärt av en god ekologisk status enligt ramdirektivet för vatten. Detta pekar på små förändringar i bottenfaunans struktur.

ASPT visar även den på mycket små eller obefintliga förändringar från jämförvärdet vilket ger en klassning som 1. Detta motsvaras preliminärt av en hög ekologisk status. Vilket pekar på inga eller små förändringar i bottenfaunans struktur.

Shannon-Wieners diversitetsindex visar inte heller på någon större avvikelse från jämförvärdet för Enköpingsån vilken klassas som 1, vilket skulle motsvaras av en hög ekologisk status. Långtorabäcken visar emellertid på avvikelser motsvarande klass 3 vilket preliminärt motsvarar måttlig ekologisk status. Detta tyder på tydliga förändringar i bottenfaunasamhällets struktur (tabell 4.1.1. och figur 4.1.2.1.).

Antal funna taxa från ordningarna dagsländor (Ephemeroptera), bäcksländor (Plecoptera) och nattsländor (Trichoptera) var lågt för de båda åarna. Emellertid varierade indexet ganska mycket mellan provlokalerna i Enköpingsån (figur 4.1.2.2.). Enköpingsån hade generellt högre antal EPT-taxa jämfört med Långtorabäcken. Vilket talar för att Långtorabäcken är ett mera påverkat vattendrag.

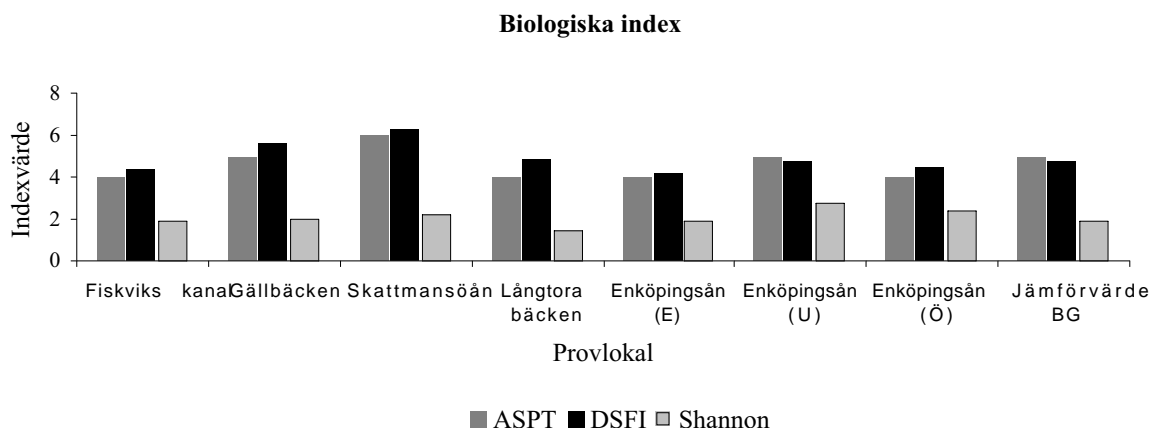
Antalet taxa som hittades bedömdes vara måttligt för såväl Enköpingsån som Långtorabäcken (jämför tabell 4.1.1. med tabell 3.3.1.). De olika provlokalerna i Enköpingsån visade emellertid att antalet taxa varierade (tabell 4.1.1. och figur 4.1.2.1.). Antal individer (medelvärde av 5, 10 och 15 prover) som hittades vid de olika lokalerna varierade men var höga för Långtorabäcken och mera måttliga för Enköpingsån (jämför tabell 3.3.1.). Resultaten visar också att antalet prov har betydelse för själva indexvärdet med ökat indexvärde med ökat antal prov.

**Tabell 4.1.1.** Resultat från bottenfaunaundersökningen i Enköpingsån (E, U och Ö) och Långtorabäcken (L). Data har även inhämtats från riksinventeringen 2000 för Fiskviks kanal (F), Gällbäcken (G) och Skattmansöån (S). De första sju kolumnerna är baserade på fem st. sparkprov i mitten av åfåran, de nästa tre är baserade på det summerade värdet från fem sparkprov i mitten av vattendraget och fem kantprov och den sista kolumnen är de resultat som erhöles då samtliga 15 prov i Enköpingsån ingick. Nedre delen av tabellen visar avvikelserna som de olika provlokalerna visade när de jämfördes mot jämförvärdet från den boreonemorala zonen (Naturvårdsverket 1999).

Biologiskt index	5 prov							10 prov			15 prov
	E	U	Ö	L	F	G	S	E	U	L	E
DSFI	4	5	4	4	4	5	6	4	4	4	4
ASPT	4.15	4.75	4.5	4.81	4.36	5.62	6.26	4.6	5.15	4.7	4.71
Shannon	1.92	2.78	2.35	1.39	1.92	1.99	2.23	2.20	2.84	1.47	2.21
Evenness	0.60	0.75	0.65	0.41	0.71	0.62	0.67	0.65	0.73	0.41	0.63
EPT-taxa	5	16	11	8	2	14	12	7	20	9	8
Antal taxa	25	41	38	31	15	25	28	33	48	39	33
Individer/m <sup>2</sup>	420	821	888	1935	-	-	-	1099	1183	3275	1260
<b>Avvikelse</b>											
DSFI	0.8	1	0.8	0.8	0.8	1	1.2	0.8	0.8	0.8	0.8
ASPT	0.88	1.01	0.96	1.02	0.9	1.2	1.3	0.98	1.10	1.0	1.0
Shannon	0.97	1.41	1.19	0.71	0.9	1.0	1.1	1.12	1.44	0.75	1.12

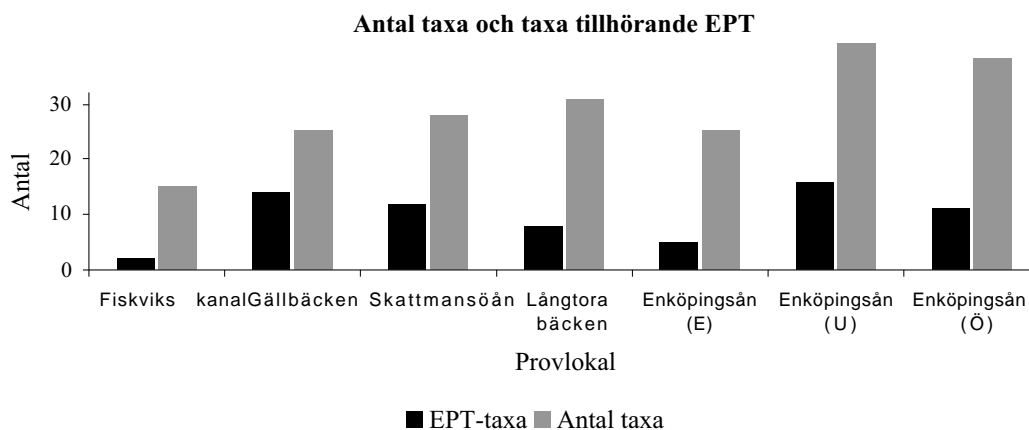
#### 4.1.2. Jämförelse med andra vattendrag i Enköpings kommun

Avvikelserna för Fiskviks kanal, Skattmansöån och Gällbäcken var mycket små. Generellt sett klassades dessa vattendrag till en högre kvalitet jämfört med Enköpingsån och Långtorabäcken (tabell 4.1.2.1.).



**Figur 4.1.2.1.** Beräknade biologiska index (DSFI, ASPT, Shannon-Wieners diversitetsindex) för vattendragen i Enköpings kommun. För Enköpingsån redovisas resultaten från samtliga provlokaler. Samtliga vattendrag jämförs mot de ur bedömningsgrunderna satta jämförvärdena (BG) för den boreonemoral regionen. Som synes är avvikelserna små för samtliga vattendrag. Den största avvikelsen har Långtorabäcken för Shannon-Wieners diversitetsindex.

Det summerade antalet taxa och EPT-taxa visar på en del variationer mellan vattendragen. Det är emellertid tveksamt om antalet taxa bör jämföras mellan olika undersökningar då det saknas standardregler för vilken nivå som artbestämningen skall ske till (figur 4.1.2.2.).



**Figur 4.1.2.2.** Antalet taxa och EPT-taxa för vattendragen i Enköpings kommun. Alla provlokaler i Enköpingsån (E,U och Ö) redovisas.

## 4.2. Dominerande ordningar och funktionella grupper.

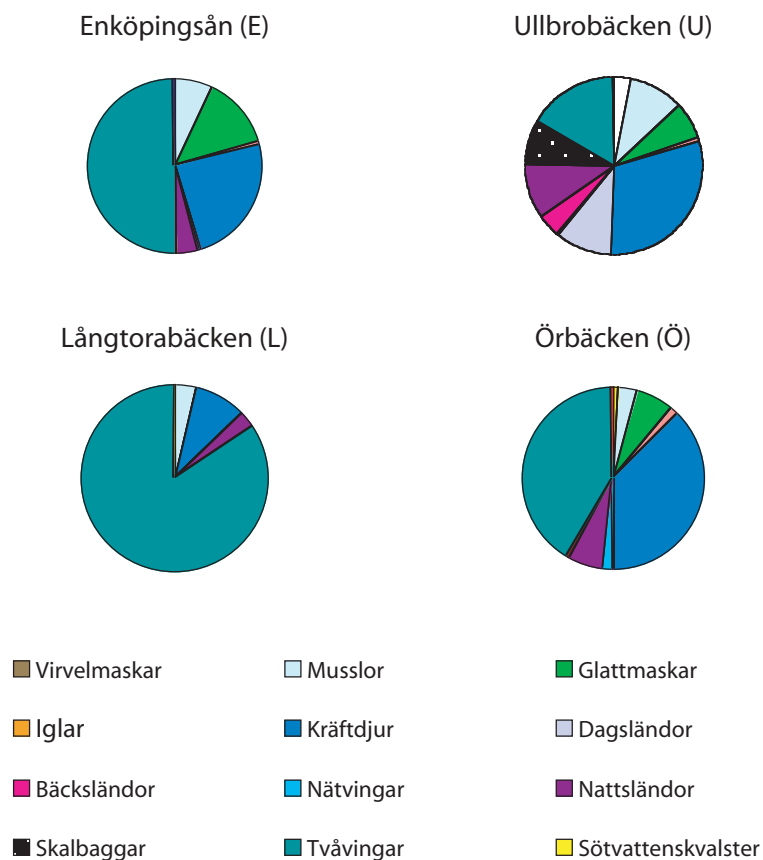
### 4.2.1. Dominerande ordningar

Enköpingsån dominerades framförallt av djur som tillhör grupperna tvåvingar (Diptera) och kräftdjur (Crustacea). Dessa grupper dominerades i sin tur av ett fåtal taxa, t.ex. knottlarver (*Simuliidae*), fjädermygg (*Chironomidae*) för gruppen tvåvingar och sötvattensmärlor (*Gammarus sp.*) för gruppen kräftdjur. De tre provlokalerna i Enköpingsån hade gemensamt

att det fanns ett stort antal glattmaskar (Oligochaeta) och att nattsländorna (Trichoptera) dominerades av den husbyggande gruppen Limnephilidae. För provlokal E i Enköpingsån var det fjädermygg (Chironomidae; subfamiljen Orthocladinae) som var mest talrik bland tvåvingarna (Diptera). För provlokal U i Enköpingsån såg sammansättningen lite annorlunda ut. Här hittades många flera taxa och dominansen av enskilda grupper, i antal, var inte lika stor jämfört med provlokal E i Enköpingsån. Den mest talrika gruppen var kräftdjur (Crustacea), framförallt sötvattensmärla (*Gammarus sp.*), sötvattensgråsugga (*Asellus aquaticus*) och musselkräftor (Ostracoda). Därefter följde tvåvingar (främst knottlarver och fjädermygg), ärt-klotmusslor (*Pisidium sp.*), dagsländor (*Baetis sp.*) och nattsländor (främst släktet *Halesus sp.*) (se figur 4.2.1.1. och bilaga 2a).

I Långtorabäcken hittades ett avsevärt större antal individer i jämförelse med Enköpingsån. Den grupp som innehöll flest individer var tvåvingar (Diptera) och inom denna grupp var det knottlarver (Simulidae) och fjädermygg (Chironomidae) som dominerade. Vid en jämförelse med Enköpingsån, av andra grupper än tvåvingar, visade det sig att nattsländan *Hydropsyche angustipennis* fanns i högre antal i Långtorabäcken medan glattmaskar (Oligochaeta) fanns i mindre antal. Ärt-klotmusslor (*Pisidium sp.*), sötvattensgråsuggor (*Asellus aquaticus*), sötvattensmärlor (*Gammarus pulex*) och musselkräftor (Ostracoda) visade på ett likartat antal som vid provlokalerna i Enköpingsån (se figur 4.2.1.1. och bilaga 2a).

Överlag fanns många likheter mellan Enköpingsån och Långtorabäcken vid en jämförelse av de olika grupperna. Att diagrammet för Långtorabäcken ändå skiljer sig från de övriga beror på det stora antalet av knottlarver (Simulidae) som fångades i bäcken.

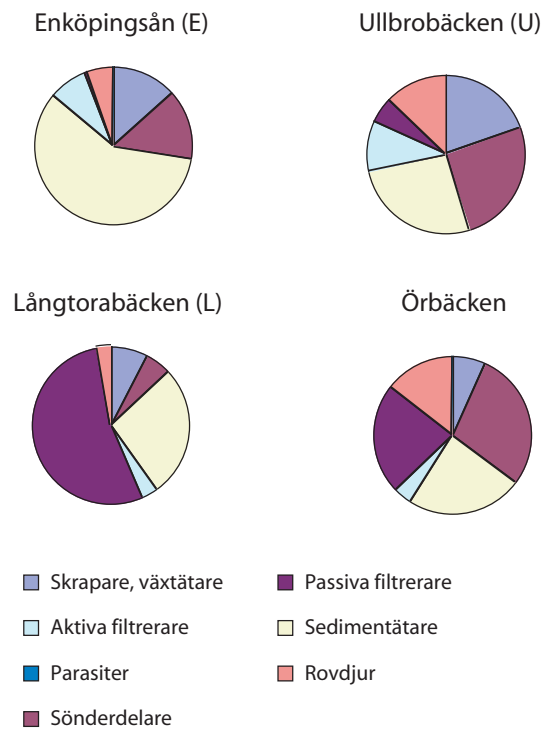


Figur 4.2.1.1. Sammansättningen av bottenfaunagrupper i Enköpingsån (E, U och Ö) och Långtorabäcken (L).

#### 4.2.2. Funktionella grupper

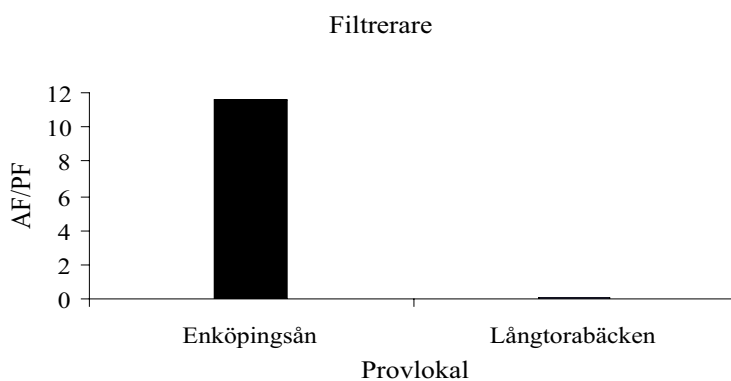
Funktionella grupper kan beskrivas genom att dela in djuren med avseende på deras födobeteende (figur 4.2.2.1.). Skillnader såväl som likheter kunde detekteras mellan Enköpingsån och Långtorabäcken. Likheterna hittades för andelen av skrapare/växtätare (t.ex. nattsländor från släktet *Limnephilus sp.*), sönderdelare (t.ex. sötvattensgråsuggor *Asellus aquaticus*, sötvattensmärlor *Gammarus sp.*) och aktiva filtrerare (t.ex. ärt-klotmusslor *Pisidium sp.*). Skillnaderna hittades för passiva filtrerare (t.ex. knottlarver Simulidae) vilka utgjorde större andel i Långtorabäcken jämfört med Enköpingsån. Detta tyder på att Långtorabäcken har en högre halt av suspenderat organiskt material vilket de passiva filtrerarna lätt tar upp (Resh och Rosenberg). Andelen organismer som äter av grovt organiskt material som sedimenterat (t.ex. fjädermyggor (Chironomidae) var högre i Enköpingsån jämfört med Långtorabäcken. Närvaro av dessa organismer pekar på att Enköpingsån förmodligen har ett högre innehåll av grövre organiskt material (t.ex. blad/kvistar) jämfört med Långtorabäcken. Detta skulle kunna förklaras av den fysiska miljön i vattendragens direkta närhet (bilaga 1a).

De tre stationerna i Enköpingsån dominerades av djur med födosök efter sedimenterat material, t.ex. fjädermygg (Chironomidae) följt av sönderdelare (sötvattensmärlor), rovdjur (iglar) och skrapare/växtätare (nattsländor som *Limnephilus sp.*). Skillnaderna mellan de tre lokalerna bestod framförallt i andelen passiva filtrerare, t.ex. knottlarver (Simulidae), som var störst för Örbäcken och minst för provlokal E i Enköpingsån. För Ullbrobäcken och Örbäcken råder en jämnare fördelning mellan de olika funktionella grupperna jämfört med provlokal E i Enköpingsån och Långtorabäcken. Detta tyder på att dessa platser har ett mer balanserat ekosystem. Provlokal E i Enköpingsån och Långtorabäcken visade på ett mera ensidigt födobeteende där filtrering var det mest förekommande beteendet (figur 4.2.2.1). För stora slutsatser skall emellertid inte dras av detta då biologin varierar under såväl år som säsong och att det finns flera komponenter i ekosystemet som här ej undersökts. Vidare bör den bottenlevande faunans ekologi utredas mer då studier visat att t.ex. sötvattensmärlan (*Gammarus sp.*) även är ett rovdjur och inte endast sönderdelar organiskt material (Kelly m fl 2002). Olika födobeteenden förekommer förmodligen även hos andra arter och beteendet kan även skifta under bottenfaunans livscykel (Moog 1995).



**Figur 4.2.2.1.** Födogrupper eller funktionella grupper som hittats i Enköpingsån (E, U och Ö) och Långtorabäcken.

Genom att bilda kvoter mellan olika funktionella grupper åskådliggörs olika egenskaper hos ett vattendrag. Utifrån kvoterna kan slutsatser dras med avseende på vattnets fysiska och kemiska karaktärer (Sandin och Johnson 2004). Ett exempel är kvoten mellan passiva och aktiva filtrerare (figur 4.2.2.2.). Kvoten visar på tydliga skillnader mellan de båda vattendragen. Långtorabäcken har en mycket låg kvot medan Enköpingsån (provlokal E) har en relativt högre kvot. Detta pekar ytterligare på att Långtorabäcken har en högre halt av organiskt material då passiva filtrerare dominerar artsammansättningen. Variation kunde dock ses mellan de olika provlokalerna i Enköpingsån varför det även finns andra orsaker, t.ex. den fysiska närmiljön.



**Figur 4.2.2.2.** Kvoten mellan aktiva och passiva filtrerare för bottenfaunan i Enköpingsån och Långtorabäcken. Högre kvot är förenat med ett större antal aktiva filtrerare.

### 4.3. Hur kan sammansättningen förklaras?

De båda vattendragen är typiska slättlandsåar med hög andel jordbruksmark i avrinningsområdena. De kan därför jämföras med studier som gjorts på skogsvattendrag efter att stränderna avverkats. Efter en avverkning minskar tillförsel av grovt organiskt material medan solljusinsläppet ökar för vattendraget (Hernandez m fl 2005). De senare leder till en ökad primärproduktion av framförallt makrofyter. En ökad primärproduktion ger vattendraget en ökad mängd av mera lättnedbrytbara organiska föreningar från den förna som faller ned i vattendraget (Thorp 2002), vilket leder till ett skifte bland de dominerande funktionella grupperna från sönderdelare till filtrerare (Hernandez m fl 2005).

Flera studier har visat att dagsländor (Ephemeroptera), bäcksländor (Plecoptera) och trollsländor (Odonata) minskar i antal medan fjädermyggor (Chironomidae) ökar i antal (Garman och Moring 1993) efter avverkning. De funktionella grupperna som dominerar är sedimentätare (fjädermyggor), sönderdelare (sötvattensgråsuggor och sötvattensmärlor) och passiva filtrerare (knottlarver) (Hernandez m fl 2005). Det har även visats att individtätheten ökat direkt efter en avverkning (Hawkins m fl 1982). Långtorabäcken uppvisade mycket höga individtätheter.

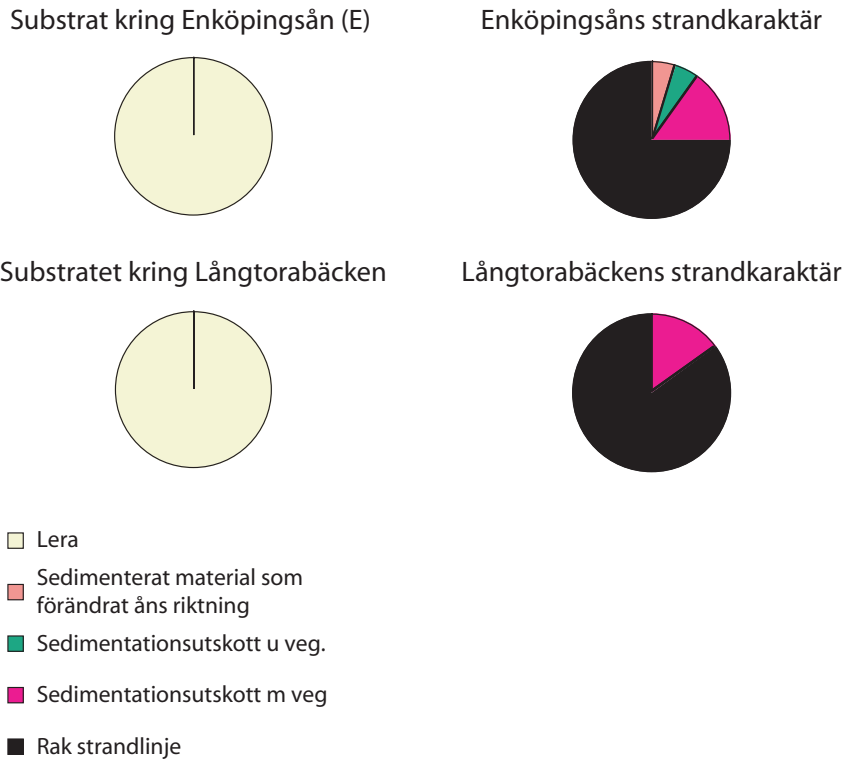
Enköpingsån och Långtorabäcken uppvisade en förväntad dominans av vissa organismgrupper (t.ex. fjädermyggor och sötvattensmärlor) och funktionella grupper (t.ex. sedimentätare och filtrerare). Att filtrerare dominerar vattendragen innebär att vattendragen hyser höga halter av suspenderat organiskt material, vilket tillförs vattendragen genom läckage och erosion från omgivande marker. Vidare dominerade främst tvåvingar bland de filtrerande djuren. Även detta pekar på att någon form av förorening belastar vattendragen då organismer från denna grupp, t.ex. knottlarver och fjädermygg, är mera toleranta jämfört med andra organismer mot vatten av sämre kvalitet (Rosenberg och Resh).

### 4.4. Åarnas morfologi och påverkansgrad

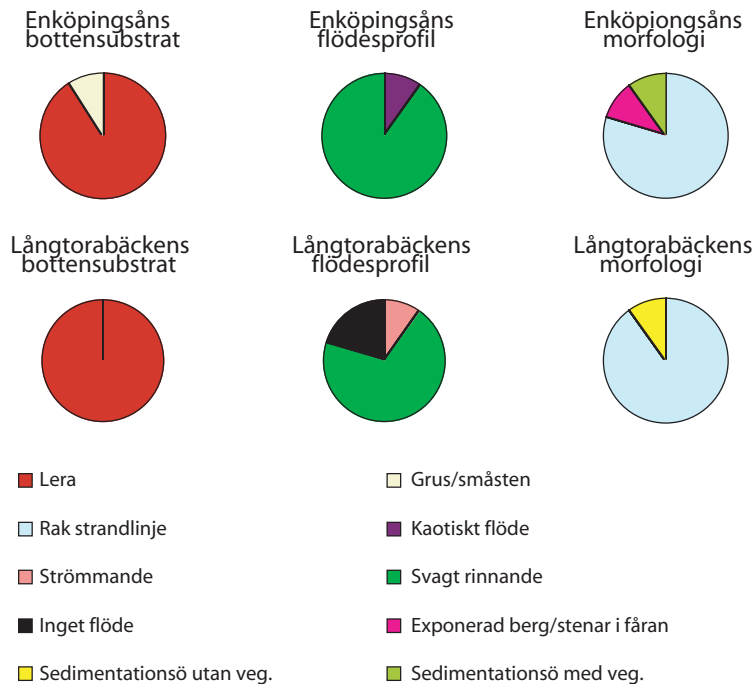
#### *4.4.1. Den fysiska miljön i och kring Enköpingsån och Långtorabäcken*

Substrattypen som dominerade de omgivande markerna för de båda vattendragen var lera. Strandkanterna var ofta jämna och regelbundna (figur 4.4.1.) med vissa inslag av sidoutsjott med vegetation, vilka orsakats av sedimentation och som sedan snabbt blivit bevuxna av makrofyter (figur 4.4.1.). Den raka strandlinjen låter vattnet rinna obehindrat genom landskapet och hinder från överhängande eller nedfallen vegetation var mycket ovanligt. Vegetationen dominerades framförallt av makrofyter, t.ex. vass (*Phragmites sp.*), kaveldun (*Typha sp.*), säv (*Schoenoplectus sp.*) och starr (*Carex sp.*) (Bilaga 3b). Likheterna mellan vattendragen var många men det fanns även en del viktiga skillnader framförallt för strandkaraktärerna (figur 4.4.1.). Enköpingsån uppvisade en något mer komplex vegetationsstruktur i åns direkta närhet jämfört med Långtorabäcken.





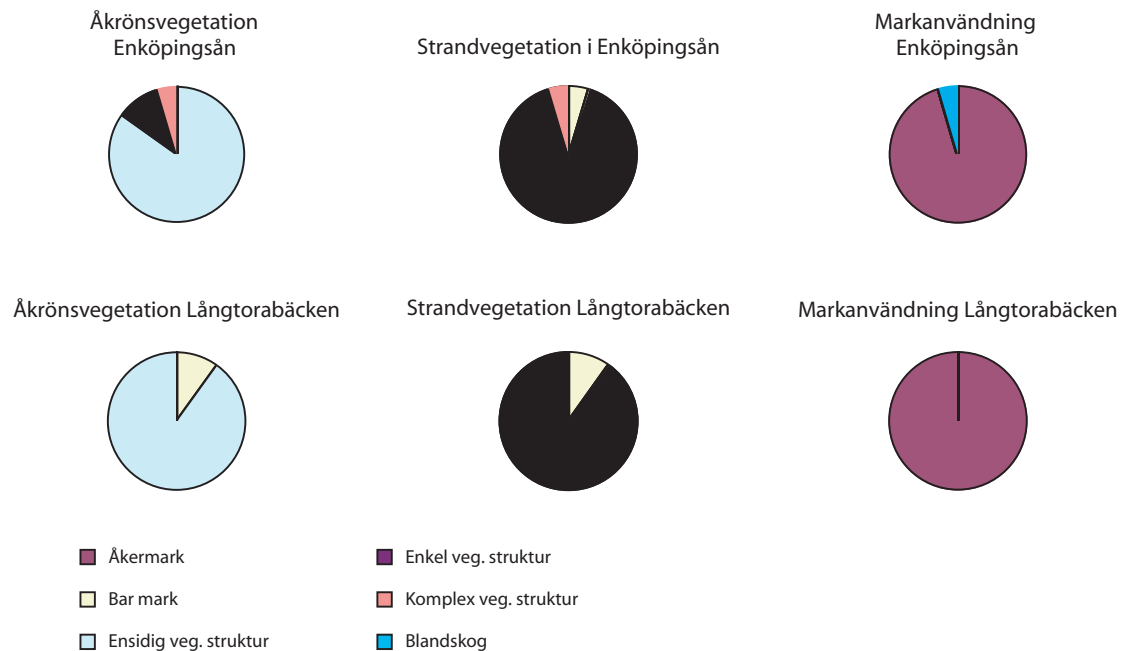
**Figur 4.4.1.** Närmiljön sammansättning i form av substrattyp och strandlinjens fysiska karaktär för Enköpingsån och Långtorabäcken.



**Figur 4.4.2.** Åfårens substrat- och flödestyp samt den morfologiska strukturen för Enköpingsån och Långtorabäcken.

Bottenstruktet i åarna karakteriserades av lera och i mindre utsträckning av grus/småsten eller sten/block. Flödet var typiskt för slätlandsåar och nästintill det samma på samtliga provlokaler. Det dominerades entydigt av svagt strömmande med enstaka inslag av kaotiskt flöde, uppvällande eller strömmande vatten (Figur 4.4.2.). Provlokal U (Enköpingsån) visade emellertid på ett annorlunda bottenstrukt. 200 m uppströms provpunkten bestod den till

största delen av stenar/block med ett kaotiskt flöde. På stenarna växte mossa av släktet *Fontinalis sp.* (provlokal Enköpingsån) (bilaga 3b).



**Figur 4.4.3.** Markanvändning och typ av vegetationskomplexitet längs åkkrönens topp och strandlinje i Enköpingsån och Långtorabäcken.

Markanvändningen kring vattendragen består till största delen av jordbruksmark (åkermark). Enköpingsåns och Långtorabäckens avrinningsområde har 52% jordbruksmark respektive 62%. Vegetationsstrukturen blir därför ensidig och/eller enkel med endast ett litet antal örter och med väldigt liten variation i höjdled, d.v.s. inga eller ett fåtal träd eller buskar (figur 4.4.3.). Detta innebär att väldigt lite grovt organiskt material faller i vattendragen. Därmed skapas färre habitat åt biologin. Ett litet avsnitt av Ullbrobäcken hade en vegetationsstruktur som klassades som komplex med såväl höga träd och buskar som låga örter. Generellt sett hade Enköpingsån en bredare "skyddszon" mellan vattendraget och den åkermark som omgärdade vattendragen.

#### 4.4.2. Utvärdering av den fysiska miljön kring Enköpingsån och Långtorabäcken.

En utvärdering har gjorts av Enköpingsåns och Långtorabäckens habitatkvalitet (HQS) samt deras påverkansgrad (HMS) (Raven m.fl. 1997). Det uppskattade HQS-värdet beräknades till 38 för Enköpingsån och 29 för Långtorabäcken medan HMS-värdena beräknades till 21 för båda vattendragen (tabell 4.4.1).

Jämförelse av vattendragens habitatkvalitet kan endast göras mellan vattendrag som ligger i samma region och som har snarlik karaktär. Enköpingsån uppvisar något högre diversitet men var lika starkt påverkad som Långtorabäcken. Generellt sätt var HQA-värdena för Enköpingsån och Långtorabäcken låga p.g.a. att det fanns väldigt liten variation i landskapet. T.ex. var flödesprofilen ganska ensidig med på många ställen svagt strömmande vatten. Detta gäller också för andra karaktärer vilket bidragit till de relativt måttliga värden som beräknats vid uppskattningen av habitatkvaliteten. Ett vattendrag med större variation skulle uppvisa ett högre HQA-värde (Lekka 2004).

Utifrån de uppskattade HMS-värdena karakteriserades de båda vattendragen som signifikant modifierade (tabell 4.4.1.).

**Tabell 4.4.1.** Resultattabell över Enköpingsån och Långtorabäckens habitatkvalitet (HQS) och vilken grad av påverkan från mänskliga aktiviteter (HMS) som vattendragen har.

HQA (habitat kvalitet)	Enköpingsån	Långtorabäcken
Flödesprofil	4	6
Bottensubstrat	4	4
Åprofil	2	1
Strandprofil	5	2
Vegetationsstruktur		
-Strand	6	6
-Åkrön	2	0
Sedimentationsö (med och utan vegetation)	1	2
Vegetationsstruktur i åfåran	5	6
Markanvändning	0	0
Strandens trädstruktur	6	1
- Övriga trädkaraktärer (t.ex. undervattensrötter)	3	1
Speciella karaktärer (vattenfall etc)	0	0
<b>Summa HQS</b>	<b>38</b>	<b>29</b>
<b>HMS (modifieringar hos vattendragen)</b>		
Modifieringar inom stickproven	4	4
Modifieringar inom 500 m	5	5
Övriga modifieringar inom vattendragen	12	12
<b>Summa HMS</b>	<b>21</b>	<b>21</b>

#### 4.5. Vattenkemi i Enköpingsån och Långtorabäcken.

De kemiska parametrar som använts i den här undersökningen visas i tabell 4.5.1. pH togs med för att visa varför det biologiska indexet, medins surhetsindex, valts bort då indexet endast skulle gett information som redan var känd.

Enköpingsån och Långtorabäcken uppvisade mycket höga halter av kväve och fosfor. Vattendragen klassades därför till 4 enligt bedömningsgrunderna från 1999 (Wilander 2004). Halterna av totalfosfor uppvisade stora avvikelser från det teoretiskt beräknade jämförvärdet för Enköpingsån (jämför tabell 3.8.1.). Vilket tyder på att vattendraget störs av mänskliga aktiviteter. Det samma gäller förmodligen också för Långtorabäcken, vilket dock inte kunnat verifieras då data för absorptionsen saknas för vattendraget.

**Tabell 4.5.1.** Kemiska parametrar för Enköpingsån och Långtorabäcken. Koncentrationerna av totalkväve (tot-N) och totalfosfor (tot-P) anges i µg/L. Kvoten mellan uppmätt totalfosfor och det beräknade jämförvärdet ger avvikelsen.

Kemisk parameter	Enköpingsån 1 (Höst)	Långtorabäcken 2 (Höst)	Enköpingsån 3 (Vår)	Långtorabäcken 3 (Vår)
PH	8.1	7.6	7.9	7.8
Tot-P	109	80	58	51
Tot-N	2070	2080	2600	2200
Avvikelse tot-P	4,8			

1. Data från den samordnade recipientkontrollen för Uppsala län (2000).
2. Data från typområden för jordbruksmark (2000).
3. Data från examensarbete (Tjernell 2005).

#### 4.5.1. Karakterisering av Enköpingsån utifrån den kemiska statusen

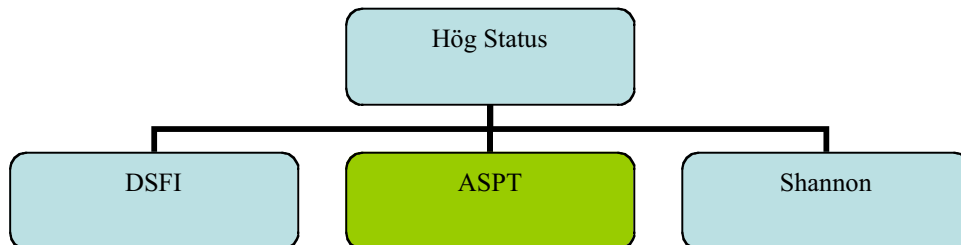
Även om bedömningarna framförallt skall utgå från biologiska kvalitetsfaktorer har kemin en stödjande funktion, då det råder ett samband mellan den uppmätta kemin och de organismer som påträffas i ett vattendrag (t.ex. Barnes 1978 och Sandin och Johnson 2004). Enköpingsån och Långtorabäcken klassades som eutrofa, d.v.s. att de har höga koncentrationer av närsalter (tabell 4.5.1.). De båda vattendragens avrinningsområden dominerades framförallt av jordbruksmark vilket medför ett kontinuerligt läckage av näringsämnen till vattendragen (Salomon 2000). Vegetationen dominerades av vass och kaveldun (se bilaga 3b) vilket ytterligare är tecken på höga halter av näringsämnen i områdena (Wetzel 2001).

#### 4.6. Preliminär bedömning av ekologisk status

##### 4.6.1. Olika bedömningsalternativ

Bedömningen av ekologisk status kan göras enligt tre alternativ. Ett med utgångspunkt från biologin, ett från biologin och kemin samt ett som omfattar biologin, kemin och hydromorfologin. Då bedömningsgrunderna ännu så länge saknar ett system för att involvera hydromorfologiska kvalitetsfaktorer redovisas endast resultat som omfattar biologin och kemin nedan.

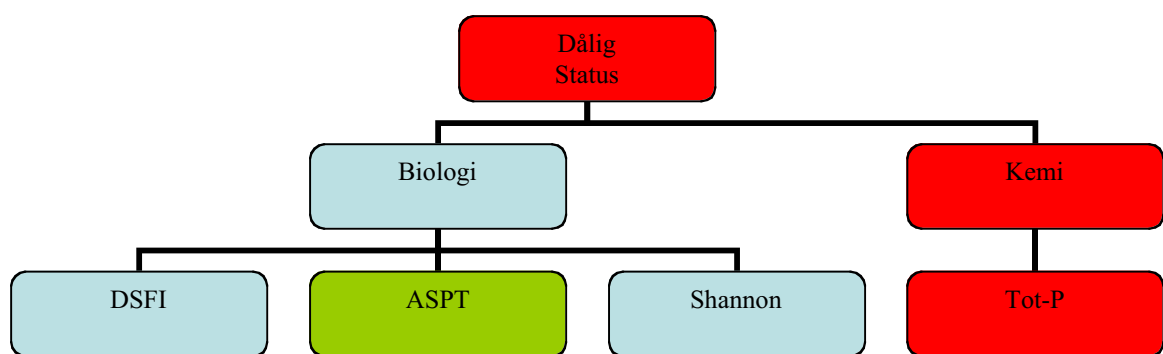
Vid en preliminär bedömning av Enköpingsåns ekologiska status viktades de biologiska parametrarna samman genom beräkning av ett medelvärde för indexen. Resultatet blev att vattendraget klassades till ett tillstånd som preliminärt skulle motsvaras av hög ekologisk status. Detta indikerar ekologiska egenskaper som liknar de referenstypiska, alltså med små förändringar i bottenfaunasamhällets struktur (figur 4.6.1.).



**Figur 4.6.1.** Resultat från bedömningen av det ekologiska tillståndet i Enköpingsån utifrån de bottenfaunaindex som beräknats för vattendraget. Resultaten visas enligt färgkombinationen från figur 3.1.1.

På samma sätt bedömdes Långtorabäcken till en tillståndsklass som preliminärt motsvaras av god ekologisk status. Detta trots att ett av indexen klassats som måttlig ekologisk status (Shannon-Wieners diversitetsindex). Ett enskilt index bör dock inte ensamt ligga till grund för bedömningen av ekologisk status.

Om hänsyn även tagits till det kemiska tillståndet i Enköpingsån (totalfosfor i det här fallet) fås en helt annan bedömning. Denna baserades nu istället på den kvalitetsfaktor som uppvisade det sämsta resultatet, d.v.s. kemin. Vilket gav en klassning som preliminärt motsvaras av dålig ekologisk status (figur 4.6.2.). Vilket vittnar om extrema avvikelser från jämförvärdet och därmed en signifikant mänsklig påverkan.



**Figur 4.6.2.** Resultat efter bedömning där den sämsta kvalitetsfaktorn styr. Kemin ger vattendraget klassningen dålig ekologisk status.

I det tredje alternativet kan de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna inkluderas. Denna faktor kommer främst att användas vid bedömning av typspecifika referensförhållanden och om ett vattendrag är kraftigt modifierat. Vid denna undersökning är det dock svårt att säga vad en bedömning av de hydromorfologiska förhållandena skulle bidra med då det än så länge inte finns några bedömningsgrunder. En bedömning av habitatet och fysisk påverkan på dessa har gjorts utifrån RHS och analys av data enligt Lekka 2004. Resultatet av bedömningen pekar på signifikanta förändringar av den fysiska närmiljön intill vattendraget (tabell 4.4.1.).

De biologiska förhållandena kan alltså vara bra trots att vissa kemiska parametrar bedömer vattendraget till en dålig ekologisk kvalitet. I direktivet står det, för klassning av god ekologisk status utifrån biologin att ”det finns lätta förändringar i artsammansättningen och förekomst av evertebrater i förhållande till de typspecifika samhällena”. Samtidigt föreskriver direktivet för kemin att ”koncentrationerna av näringsämnen inte överstiger de nivåer som har fastställts för att ekosystemets funktion skall säkerställas och att de biologiska kvalitetsfaktorerna som har angivits ovan skall uppnås”. Vid undersökningen av Enköpingsån uppstår alltså en konflikt för vad god ekologisk status är för ett vattendrag. Den här undersökningen pekar på att en koppling mellan näringsstatus och ekosystemets biologi saknas eller är mycket svag.

Verkningarna av den dåliga vattenkvaliteten kommer att märkas längre nedströms. Sjöar fungerar ju som en slags uppsamlingsplats för vad som kommer till dem från avrinningsområdet. Man kan därför förvänta att en dålig kemi på sikt bidrar till att även biologin försämras för en sjö som får motta dessa koncentrationer och mängder av kväve och fosfor.

#### 4.6.2 Organismgrupperna i vattendragen

Ökad näringsmängd i vattendrag leder generellt till en högre individtäthet men ofta till en lägre diversitet (Naturvårdsverket 1999). Ett fåtal organismgrupper kan anpassa sig till de mer näringsrika förhållandena och konkurrera ut mindre gynnade arter (Cao m fl 1997). Mindre gynnade arter hittas främst i grupperna nattsländor, dagsländor och bäcksländor (Johansson och Nilsson 2003). Såväl Långtorabäcken som Enköpingsån uppvisade låg diversitet inom dessa grupper. I Långtorabäcken fångades endast nattsländor bland dessa tre grupper. Gruppen EPT-taxa dominerades framförallt av nattsländor (Trichoptera). Vilken i sin tur domineras av de husbyggande nattsländorna av typen Limnephilidae och de frilevande nattsländorna av typen Hydropsychoidea. Båda är organismgrupper som gynnas av ett näringsrikare tillstånd (Miserendino och Pizzolon 2004).

#### 4.7. Referensobjekt

För att bedöma ett vattendrags ekologiska status bör det finnas jämförande referensobjekt. Referensobjektet är vattendrag som mer eller mindre är opåverkade. Detta tillstånd diskuterar Goedkopp och Johnson (2005). Diskussionen handlar bl.a. om hur hög halt av fosfor ett vattendrag får ha samt hur mycket jordbruksmark som skall tillåtas i avrinningsområdet för att ett vattendrag skall kunna klassas som ett referensobjekt. För fosfor har halten sats till 10 µg/L och andelen åkermark bör inte överstiga 10%.

De vattendrag (referensvattendrag) som ligger till grund för jämförvärdena i bedömningsgrunderna är vatten med hög andel av skog i avrinningsområdet och med en ringa påverkan från jordbruket. Den kemiska miljön skiljer sig därmed avsevärt från vad som karakteriserar slättlandsåar med hög andel jordbruksmark eller andra öppna marker i avrinningsområdet. Förmodligen har ytvatten i slättlandskap normalt sett en förhöjd halt av näringsämnen även utan mänsklig påverkan.

Vattendrag i jordbrukspåverkade områden kan därför inte bli referensobjekt enligt befintliga definitioner. För vattendrag i slättlandskap med hög andel av jordbruksmark i avrinningsområdet kommer det att bli mycket svårt att hitta jämförbara referensobjekt. Deras naturliga tillstånd kommer förmodligen att ligga mer på den näringsrika sidan. Om vattendrag i den här typen av områden bedöms utifrån en jämförelse med skogsvattendrag kommer förmodligen ett stort antal vattendrag att underkännas som referensobjekt. Hur kan den ekologiska statusen i denna typ av vattendrag förbättras? Ett tänkbart scenario skulle kunna vara att upprätta buffertzoner närmast vattendragen, vilket skulle förhindra erosion men även en del av det näringsläckage som kommer från jordbruket. Det skulle framförallt bidra med att skapa ett större antal habitat för biotan i vattendraget.

Vattendragen skulle möjligtvis kunna klassas som kraftigt modifierade och därmed vara föremål för bedömning av ekologisk potential. Enköpingsån har en dammanläggning och 99 vattenverksamheter registrerade samt ca 50% är jordbruksmark i avrinningsområdet. Det finns dock ännu inga bedömningsgrunder som kan användas för att klassa hydromorfologiska kvalitetsfaktorer.

Andra vattendrag i samma region med hög andel av jordbruksmark i avrinningsområdet skulle också kunna användas som referensobjekt. I den här studien testades Ullbrobäcken (Enköpingsån) och Skattmansöån som referensvatten åt Enköpingsån. Detta gav en tillståndsklassning som motsvarades av god status vid jämförelse med Ullbrobäcken och en måttlig status vid jämförelse med Skattmansöån. Detta är två alternativ vid ett försök att ta fram referensobjekt för vattendragen i det här området. Här användes dels en station i samma vattendrag som referensobjekt då vattendrag generellt sett är mindre påverkade högre upp i vattensystemet och dels Skattmansöån p.g.a. högre status utifrån biologin.

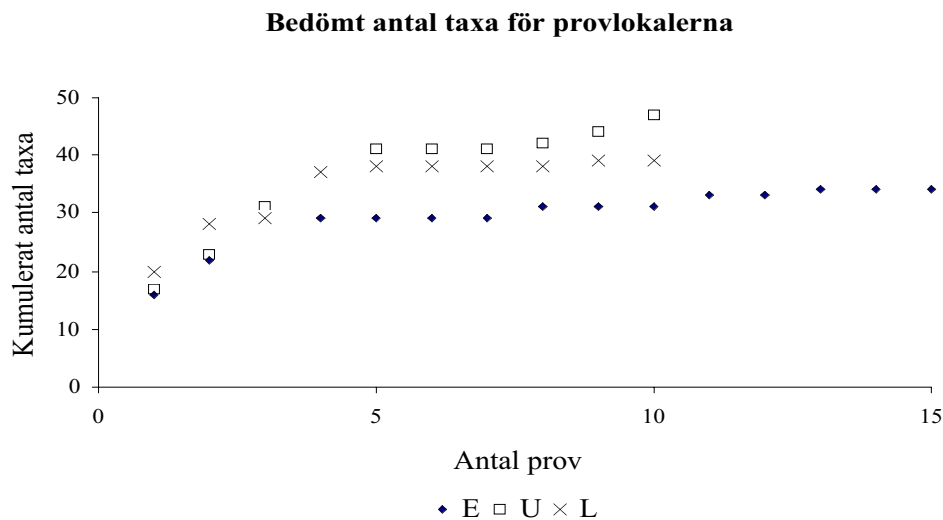
Mitt förslag vid identifiering av referensvattendrag i jordbrukspåverkade områden är att undersöka ett antal vattendrag i regionen med hög andel jordbruksmark i avrinningsområdet. Vattendrag vars ekologiska status ligger bortom t.ex. den 25 percentilen av samtliga bedömningar, utgör referensobjekt för ytvatten inom regionen. I det här fallet skulle Skattmansöån representera ett referensvattendrag för slättlandsåar i regionen.

## 4.8. Metodjämförelse

### 4.8.1. Antal taxa

Antalet bottenfaunataxa som fångades på de olika provlokalerna visas i figur 4.8.1. Kumulerat antal taxa är det antal taxa som hittats i det första provet summerat med de antal ”nya” taxa som hittats i prov två osv. Kurvans utseende ger ett mått på hur många taxa som kan förväntas i ett visst vattendrag men också på hur många prov som tagits för att få med den större delen av det totala antalet taxa. Intressant nog så fångades en hög andel av det totala antalet taxa redan efter fem sparkprov. Vid provlokal E hade då 76% hittats, vid U 85%, och vid L 80% av det totala antalet taxa. Detta pekar på att fem sparkprov ger ett relativt bra mått på antalet taxa. Emellertid varierar antalet taxa väldigt mycket både inom och mellan enskilda år (Engbom och Lingdell 1996). En ny studie av samma provlokaler kommer sannolikt att resultera i ett annorlunda resultat för antalet taxa. En säkrare bedömning fås då ett större antal prov tagits (figur 4.8.1.1.). Därför bör beräkningar av antalet taxa främst göras vid undersökningar som tagit ett större antal, förslagsvis 10 st prover.

Provlokaler som skiljer sig mycket med avseende på individtätheten bör inte jämföras. I den här undersökningen bör kanske inte Enköpingsån och Långtorabäcken jämföras med avseende på antalet taxa som hittats. Detta då antalet taxa hänger ihop med individtätheten. Flera taxa kan vanligtvis hittas i ett vattendrag med högre individtäthet. Det förutsätter dock att även mångfalden bland arterna är hög. Färre nya arter kommer att hittas, per antal individer, i ett vattendrag som har låg diversitet men med hög individtäthet (Malmqvist och Hoffsten 1997). Detta illustreras också vid en jämförelse mellan Långtorabäcken och Enköpingsån. Där Långtorabäcken är vattendraget med ett stort antal individer men med enstaka grupper som dominerar i antal.



**Figur 4.8.1.1.** Kumulativt antal taxa för de olika provlokalerna. Resultaten ger en indikation av hur många taxa som kan hittas samt hur många prover som behövs för att hitta flertalet taxa vid en provlokal.

### 4.8.2. Individtäthet och antal taxa

I nedre delen av Enköpingsån användes sparkmetoden på fem transekter om vardera tre prover. En del av resultaten (antal taxa och individtäthet) visas i tabell 4.8.2.1. Resultaten visar på skillnader beroende på var i ån som proven tagits. Prover som tagits längs strandkanten hade ett större antal individer och taxa jämfört med de prover som tagits i mitten av vattendraget. Antalet individer som hittats närmast stranden skiljer sig signifikant (envägs

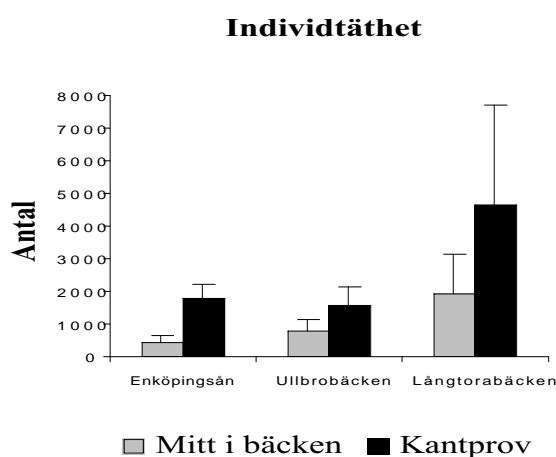
ANOVA,  $F=13.60$ ,  $p=0.001$ ) från prover som tagits i mitten av vattendraget (tabell 4.8.2.1.). Det gjorde emellertid inte antalet taxa (envägs ANOVA,  $F=2.30$ ,  $p=0.143$ ) även om ett liknande mönster kunde ses.

**Tabell 4.8.2.1.** Medelvärde för antalet individer och taxa vid de 15 provpunkterna i Enköpingsån. Individtätheten skiljde sig signifikant för proverna som tagits närmare land (envägs ANOVA,  $F=13.60$ ,  $p=0.001$ ) jämfört med de prov som tagits i mitten av vattendraget.

	Strandkanten	2 m ut från stranden	Mitt i bäcken
<i>Antal taxa</i>			
Medel	17	16	11
Stdev	3.0	1.9	6.5
<i>Individtäthet</i>			
Medel	1778*	1583*	420
Stadv	463	564	251

\*skiljer sig signifikant från mitten av bäcken.

Samma resultat kunde ses när de tre provlokalerna (Enköpingsån, Ullbrobäcken och Långtorabäcken) summerades och jämförde prov som tagits i mitten av vattendraget och prov som tagits närmare strandkanten (figur 4.8.2.1.). Även här var individtätheten högre för prov som tagits längs strandkanten jämfört med prov som tagits i mitten av vattendraget. Skillnaden var dock ej signifikant (envägs ANOVA,  $F_{2,6}=2.14$ ,  $p=0.218$ ). För antalet taxa kunde inte detta mönster (bilaga 2a). När provlokalerna jämfördes inbördes, med avseende på antalet individer, visade det sig att det var Långtorabäcken som avvek ( $F_{2,6}=3.3$ ,  $p=0.107$ ). För provlokal E och U i Enköpingsån skiljde sig prover som tagits närmare stranden från de prov som tagits i mitten av vattendraget signifikant (envägs ANOVA,  $F_{2,6}=33.29$ ,  $p=0.00$  respektive  $F_{2,6}=6.29$ ,  $p=0.038$ ). Att Långtorabäcken inte skiljde sig berodde troligtvis på att en större ansträngning lagts på de prov som tagits i mitten av vattendraget då de utgjorde en 1m lång provtagningssträcka.



**Figur 4.8.2.1.** Individtätheten för bottenfaunan i Enköpingsån och Långtorabäcken. Prov tagna längs strandkanten skiljde sig statistiskt åt från prov som tagits mitt i vattendraget för provlokalerna i Enköpingsån E (envägs ANOVA,  $F_{2,6}=35.09$ ,  $p=0.00$ ) och U (envägs ANOVA,  $F_{2,6}=6.19$ ,  $p=0.038$ ) men inte för Långtorabäcken (envägs ANOVA,  $F=3.30$ ,  $p=0.107$ ).

#### 4.8.3. Skillnader i antal funna taxa (individdtäthet) längs transekter i Enköpingsån (E)

De femton proverna från provlokal E i Enköpingsån jämfördes även sinsemellan, där fem prover tagits nära strandkanten, fem en bit ut (ca 2m) från strandkanten och fem mitt i



vattendraget. Antalet individer inom varje djurgrupp utgör basen för de eventuella skillnaderna mellan de olika proverna. För nattsländor (Trichoptera), bäcksländor (Plecoptera), tvåvingar (Diptera) och musslor (Bivalvia) kunde ingen signifikant skillnad ses. Signifikanta skillnader kunde emellertid ses för kräftdjur (Crustacea) (envägs ANOVA,  $F=6.90$ ,  $p=0.010$ ), fåborstmaskar (Oligochaeta) (envägs ANOVA,  $F=4.71$ ,  $p=0.031$ ) och svidknott (Ceratopogonidae) (envägs ANOVA,  $F=11.76$ ,  $p=0.001$ ) (bilaga 2b). För de senare har ett större antal av individer detekterats i de prov som tagits närmare strandkanten jämfört med dem som tagits i mitten av bäcken. I resultatbilagan visas även den individtäthet och de antal funna taxa för en transekt om tre prover. Resultaten visar att transekterna inte kunnat skiljas åt när de jämförs med varandra (Bilaga 2b) vilket tyder på att transektprovtagning var ett bättre alternativ vid provtagningen av bottenfaunan i dessa vattendrag.

#### 4.8.4. Varför ser resultaten från metodjämförelsen ut så här?

Metodjämförelsen visade tydligt att den bottenlevande faunan var utspridd på ett icke slumpmässigt sätt. Som tidigare diskuterats, medför detta att ett större antal prov måste tas för att få en säkrare bedömning av den ekologiska statusen. Resultaten antyder också att de mera strandnära habitaterna har en större mångfald och individtäthet bland organismerna. Även om detta inte kunnat visas, för diversiteten, i den här studien så har andra studier visat att så tycks vara fallet (t.ex. Malmqvist och Hoffsten 1997). Att de mera strandnära habitaterna har en högre individtäthet och större mångfald tyder på att det finns fördelar inom dessa habitat som organismerna kan dra nytta av. T.ex. ger makrofyter i dessa habitat både skydd och mat åt den bottenlevande faunan. Såväl Enköpingsån som Långtorabäcken hade en väl utvecklad vegetation i de strandnära habitaterna (Bilaga 3b).

Thorp (2002) visade att tillfört organiskt material, exempelvis växtrester, från strandnära markområden är av sådan karaktär att den lättare bryts ned jämfört med organiskt material som transporterats från mera avlägsna platser i avrinningsområdet. Vidare påverkar även vattenflödet bottenfaunans utbredning, då flödes hastigheten är långsammare närmare land. Detta medför att botten får en mera homogen karaktär i mitten av vattendragen, vilken därmed representerar färre habitat för de bottenlevande organismerna. Medin m fl (2000) har även visat att både individtätheten och antal taxa minskar med ökat djup. Detta skulle vara orsakat av en mera homogen botten och hårdare fysisk påfrestning från vattnet (Pedersen 2003). Ett exempel på taxa som föredrar habitat närmare stranden är kräftdjur som t.ex. sötvattensgråsuggor (*Asellus aquaticus*) och sötvattensmärlor (*Gammarus sp.*).

#### 4.8.5. Hur många prover bör tas och hur bör dessa placeras vid en liknande undersökning?

Den här undersökningen pekar på att flera bottenfaunaprov (10 st) ger en säkrare bedömning av ett vattendrags ekologiska status. I undersökningen ledde flera prover till att värdet på de biologiska indexen steg, beroende på att flera individer och flera arter fångats. Den visade också att bedömningens säkerhet ökade om provtagningen utförts genom att placera ut provpunkterna transektvis, beroende på att flera habitat undersökts vid förfarandet. Det är, i framtiden, nödvändigt att en gemensam metod vid bottenfaunaundersökningar för att det skall bli möjligt att jämföra olika vattendrag med varandra. Ett alternativ för detta har jag visat på i den här undersökning genom att använda två olika provtagningmetoder i samma studie och hålla isär dessa i utvärderingen.

## 5. Slutsatser

Enköpingsån bedömdes preliminärt till en hög ekologisk status utifrån biologiska data. Bedömningen gjordes utifrån bottenfaunaindexen DSFI, ASPT och Shannon-Wieners diversitetsindex. Samtliga uppvisade små eller inga avvikelser från jämförvärdet för den boreonemorala regionen. Ett alternativt sätt att göra bedömningen på är att inkludera kemiska kvalitetsfaktorer och låta den kvalitetsfaktorn med sämst resultat bli den styrande. Vid bedömningen klassades Enköpingsån nu istället till en dålig ekologisk status. I motsats till de goda resultat som biologin visade på sänkte nu istället kemin statusen till dålig. Totalfosfor uppvisade extremt stora avvikelser från det uppskattade jämförvärdet.

Utöver jämförelsen med bedömningsgrunderna gjordes även försök att hitta vattendrag i närheten som skulle kunna betraktas som referensvattendrag åt Enköpingsån. Ingen hänsyn togs här till kemin utan det var bara bottenfaunan som undersöktes. Jämförelser gjordes dels med en annan provtagningslokal längre uppströms i Enköpingsån (provlokal U) och dels med Långtorabäcken och Skattmansöån. Långtorabäcken uppvisade en sämre biologisk status än Enköpingsån. Vid jämförelsen med provlokalen U uppströms i Enköpingsån skulle en ekologisk status som preliminärt motsvarar god status fås. Om jämförelsen istället skulle göras med Skattmansöån skulle statusen för Enköpingsån bedömas till måttlig.

Studien har även jämfört Enköpingsån och Långtorabäcken med avseende på likheter och skillnader i bottenfaunasamhällets struktur. Antalet taxa och EPT-taxa som hittades i de båda åarna var relativt likvärdiga. Emellertid hittades såväl dagsländor som bäcksländor i Enköpingsån vilka båda var grupper som inte kunnat hittats i Långtorabäcken. Stora variationer kunde dock ses inom Enköpingsån som provtagits på 3 olika lokaler. Diversiteten av EPT-taxa var låg. Gruppen EPT-taxa dominerades framförallt av nattsländor (Trichoptera). Vilken i sin tur dominerades av husbyggande nattsländor av typen Limnephilidae och frilevande nattsländor av typen Hydropsychoidea. Båda grupperna utgörs av organismer som gynnas av näringsrika förhållanden.

Mellan åarna hittades även skillnader för vilket födobeteende som var mest representerat. Kvoten mellan aktiva- och passiva filtrerare visade att Långtorabäcken hade ett mycket större innehåll av passiva filtrerare, framförallt knottlarver (Simuliidae). Vilket indikerar en större belastning från närsalter och organiska föreningar.

Undersökningen visade också att bedömningen av ekologisk status blev säkrare om en provtagningssteknik där transekter placerades ut användes. Transektprovtagningen bidrog till att en större del av de habitat som fanns i ett vattendragen undersöktes. Vilket i sin tur gjorde att ett större antal taxa och ett större antal individer kunde fångas.

## 6. Framtida studier

Då undersökningen riktade in sig mot den del av vattendraget som ligger uppströms Enköping vore det intressant att undersöka den bottenfauna som lever i vattendraget inom respektive nedströms Enköping. Fokus skulle ligga på den del av ån som rinner förbi reningsverket, från vilken det rapporterats om höga halter i utsläppen generellt men framförallt av höga ammoniumhalter (SRK 1998). Det vore även intressant att göra en undersökning av detta slag långt upp i vattensystemet för någon skogsdominerad biotop.

Det finns även behov av att provta lokalerna flera gånger för att få en bättre bild av eventuella förändringar över tid. Detta skulle ge en säkrare bedömning av åarna. För att kunna ta fram mera typspecifika referensförhållanden för de båda vattendragen vore det fördelaktigt om någon form av historisk tillbakablick kunde göras. T.ex. vore det intressant att veta under vilken period som dikning, rätning och rensning skett samt om detta fortfarande i någon större utsträckning sker.

Överhuvudtaget är ån dåligt undersökt med avseende på biologin. I ån finns speciellt nedströms staden ett antal fiskarter (t.ex. gädda, ål, abborre och mört). Det är emellertid dåligt känt om vattendragen hyser några mera sällsynta arter. Det är också dåligt känt om vattendragen har någon betydelse för fiskarnas reproduktion.

## **Tackord**

Ett varmt tack vill jag rikta min handledare Mats Wallin, som kommit med konstruktiv kritik vid skrivandet av rapporten, och till Gunilla Lindgren (Länsstyrelsen i Uppsala län) för projektiden samt intressanta samtal kring ämnet. Jag vill även tacka Willem Goedkopp, Richard Johnson, Lars Eriksson, Björn Wiklund, Jakob Nisell, Mikael Östlund och Jennie Tjernell. Till sist vill jag även tacka alla som jag kommit i kontakt med på Institutionen för miljöanalys vid Sveriges lantbruksuniversitet.

## Referenslitteratur

Aniansson, B. H. och Vidarve, M. 2003. *En basbok om Ramdirektivet för vatten*. Rapport 5307. Naturvårdsverket.

Barnes, H. 1978. *Oceanography and marine biology*. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, **16**:229-311.

Buffagni, A., Crosa, G. A., Harper, D. M. and Kemp, J. L. 2000. *Using macroinvertebrate species assemblages to identify river channel habitat units: an application of the functional habitats concept to a large, unpolluted Italian river (River Ticino, northern Italy)*. Kluwer Academic Publishers. Netherlands. *Hydrobiologia* **435**: 213-225.

Carlsson, C., Kyllmar, K. och Johnson, H. 2000. *Typområden på jordbruksmark (JRK): Avrinning och växtnäringsförluster för det agrohydrologiska året 1998/1999*. Avdelningen för vattenvårdslära, SLU.

Dahl, J. 2004. *Detection of Human-Induced Stress in Streams: Comparison of Bioassessment Approaches using Macroinvertebrates*. PhD thesis. Department of environmental assessment, SLU, Uppsala, Sweden.

Dahl, J. 2005. *Bottendjur i våra sjöar och vattendrag hjälper oss vaka över miljön*. Institutionen för miljöanalys, SLU, Uppsala.

Europaparlamentets och rådets *direktiv 2000/60/EG* av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område.

Eva Salomon 2000. *Ekologiskt lantbruk Hushållning med växtnäring –växtnäringsförluster*. Avdelningen för vattenvårdslära, SLU, Uppsala.

Grandin, U. Och Goedkoop, W. 2005. *Kurskompendium för undervisning i Tillämpad miljöanalys – vt 2005*. Institutionen för miljöanalys, SLU, Uppsala.

Habdija, I., Radanovi'c, I., Primc-Habdija B. and Spoljar M. 2002. *Vegetation cover and substrate type as factors influencing the spatial distribution of Trichopterans along a Karstic river*. *Internat. Rev. Hydrobiol.* **87:4** pp 423-437.

Halldén, A., Liliegren, Y., Lagerkvist, G. 2002. *Biotopkartering-vattendrag: Metodik för kartering av biotoper i och i anslutning till vattendrag. En rapport från regional miljöövervakning i Jönköpings län. Meddelande 2002:55.*

Johansson, P. Och Nilsson, C. 2003. *Bottenfauna i Stockholms län: En undersökning av bottenfaunan i nio sjöar och ett vattendrag i Stockholms län 2003*. Medins Sjö- och Åbiologi AB. Mölnlycke.

Johnson, R. K. och Goedkoop, W. 2005. *Revidering av bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag-Projekt 502 0426*. Institutionen för miljöanalys, SLU.

- Lingdell, P-E. och Engbom, E. 1996. *Förslag till objekt för miljöövervakning i västmanländska vattendrag*. Limnodata HB och Länsstyrelsen i Västmanlands län.
- Malmqvist, B. och Hoffsten, P-O. 1997. *Smådjuren i Dalarnas vattendrag: Mångfald och samhällsstruktur i förhållande till miljöfaktorer*. Ekologisk zoologi Umeå Universitet.
- Miserendino, L. M. and Pizzolon L. A. 2004. *Interactive effects of basin features and land-use change on macroinvertebrate communities of headwater streams in the Patagonian andes*. River Res. Applic. **20**: pp 967-983.
- Moog, O. 1995. *FAUNA AQUATICA AUSTRIACA: A comprehensive species inventory of Austrian aquatic organisms with ecological notes*. Dept. Of Hydrobiology, Fisheries and Aquaculture. University of Agriculture.
- Naturvårdsverket. 1999. Rapport 4921. Johnson, R. K. *Benthic macroinvertebrates (Eds): Bedömningsgrunder för miljö kvalitet; Sjöar och vattendrag*. Sid. 85-148.
- Pedersen, M. L. 2003. *Physical habitat structure in lowland streams and effects of disturbance*. PhD thesis. National Environmental Research Institute, Silkeborg, Denmark, 108 pp.
- Raven, P. J., Fox, P., Everard, M., Holmes, N. T. H., Dawson, F. H. 1997. River habitat survey: a new system to classifying rivers according to their habitat quality.
- Sandin, L. and Johnson, R. K. 2004. *Local, landscape and regional factors structuring benthic macroinvertebrate assemblages in Swedish streams*. Landscape Ecology. **19**: 501-514.
- Tanaka, M. O. and Leite, F. P. P. 2003. *Spatial scaling in the distribution of macrofauna associated with Sargassum stenophyllum (Mertens) Martius: analyses of faunal groups, gammarid life habitats, and assemblage structure*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. **293**: 1-22.
- Thorp, J. H. 1994. *The riverine productivity model: an heuristic view of carbon sources and organic processing in large river ecosystems*. OIKOS **70:2**. pp 305-308.
- Thorp, J. H. 2002. *Dominance of autochthonous autotrophic carbon in food webs of heterotrophic rivers*. OIKOS **96:3**. pp 543-550.
- Tjernell, J. 2005. *Modellering av kväve- och fosforbelastning på Enköpingsån och Långtorabäcken*. Institutionen för markvetenskap, avdelningen för vattenvårdslära SLU.
- Törnblom, E. och Wallin, M. 2000. *Utvärdering av Uppsala läns samordnade recipientkontroll i vattendrag 1985-1998*. Institutionen för miljöanalys, SLU, Uppsala.
- Wallace, J. B. and Webster, J. R. 1996. *The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function*. Annu. Rev. Entomol. **41:1**. 15-39.
- Wilander, A. 2004. *Förslag till bedömningsgrunder för eutrofierande ämnen*. Institutionen för miljöanalys. Rapport 19.

Wetzel, R. G. 2001. Limnology: Lake and River Ecosystems. 3<sup>rd</sup> edition, Academic press, San Diego, California, America.

### Internet:

AQEM 2004. European stream assessment program. Version 2.3.

NV 2005:b. Bottenfauna i sjöars litoral och i vattendrag – tidsserier. Handbok för miljöövervakning.  
[http://www.naturvardsverket.se/dokument/mo/hbmo/del3/sotvatten/botfauna\\_tid.pdf](http://www.naturvardsverket.se/dokument/mo/hbmo/del3/sotvatten/botfauna_tid.pdf)

NV 2005:a. Bottenfauna i sjöars litoral och i vattendrag – inventering. Handbok för miljöövervakning.  
[http://www.naturvardsverket.se/dokument/mo/hbmo/del3/sotvatten/botfauna\\_inv.pdf](http://www.naturvardsverket.se/dokument/mo/hbmo/del3/sotvatten/botfauna_inv.pdf).

NV 2005:c. Övergödning av mark och vatten 2005.  
<http://www.naturvardsverket.se/dokument/fororen/overgod/eutro.html>.

Data från institutionen för markvetenskap, avdelningen för vattenvårdslära SLU.  
[http://www.mv.slu.se/Vv/Datavskap/dv\\_program.html](http://www.mv.slu.se/Vv/Datavskap/dv_program.html)

### Bestämningslitteratur evertebrater

Britain J. E. and Saltveit S. J. Plecoptera, Stoneflies. –In Anders Nilsson (ed.) 1996. *Aquatic insects of North Europe. A taxonomic handbook. Vol 1: Ephemeroptera, Plecoptera, Heteroptera, Neuroptera, Megaloptera, Coleoptera, Trichoptera and Lepidoptera.* Apollo Books Aps. pp 55-75.

Dall P. C., Iversen T. M., Kirkegaard J., Lindegaard C. og Thorup J. 1987. *En oversigt over danske ferskvandsinvertebrater til brug ved bedømmelse af forureningen i søer og vandløb.* Ferskvandslaboratoriet, Københavns universitet.

Edington J. M. and Hildrew A. G. 1995. *Caseless caddis larvae of the British Isles. A key with ecological notes.* Freshwater Biological association Nr 53.

Elliot J. M., Humpesch U. H., and Macan T. T. 1998. *LARVAE OF THE BRITISH EPHEMEROPTERA: A key with ecological notes.* The Freshwater Biological Association.

Engbom E. Ephemeroptera, Mayflies. –In Anders Nilsson (ed.) 1996. *Aquatic insects of North Europe. A taxonomic handbook. Vol 1: Ephemeroptera, Plecoptera, Heteroptera, Neuroptera, Megaloptera, Coleoptera, Trichoptera and Lepidoptera.* Apollo Books Aps. pp 13-53.

Engelhardt W. 1996. *Was lebt in Tympel, Bach und Weiher?.* Franckh-kosmos Verlags-GmbH & Co., Stuttgart.

Mandahl-Barth G. 2000. *Vad jag finner i sjö och å.* Prisma. Stockholm.

Meinander M. Megaloptera. –In Anders Nilsson (ed.) 1996. *Aquatic insects of North Europe. A taxonomic handbook. Vol 1: Ephemeroptera, Plecoptera, Heteroptera, Neuroptera, Megaloptera, Coleoptera, Trichoptera and Lepidoptera.* Apollo Books Aps. pp 105-110.

Nilsson A (ed.). Coleoptera. 1996. *Aquatic insects of North Europe. A taxonomic handbook. Vol 1: Ephemeroptera, Plecoptera, Heteroptera, Neuroptera, Megaloptera, Coleoptera, Trichoptera and Lepidoptera.* Apollo Books Aps. pp 123-222.

Norling U. and Sahlén G. Odonata, Dragonflies. –In Anders Nilsson (ed.) 1997. *Aquatic insects of North Europe. A taxonomic handbook. Vol 2. Odonata and Diptera.* Apollo Books Aps. pp 13-65.

Reusch H. and Oosterbroek P. Diptera Limoniidae and Pediciidae, Short-palped Crane-flies. –In Anders Nilsson (ed.) 1997. *Aquatic insects of North Europe. A taxonomic handbook. Vol 2. Odonata and Diptera.* Apollo Books Aps. pp 133-144.

Solem J. O. and Gullefors. B. Trichoptera, Caddiesflies. –In Anders Nilsson (ed.) 1996. *Aquatic insects of North Europe. A taxonomic handbook. Vol 1: Ephemeroptera, Plecoptera, Heteroptera, Neuroptera, Megaloptera, Coleoptera, Trichoptera and Lepidoptera.* Apollo Books Aps. pp 223-255.

Wallace I. D., Wallace B. and Philipson G. N. 2003. *A key to the case-bearing caddies larvae of Britain and Ireland.* FBA scientific publication 51.

Waringer J. and Wolfram G. 1997. *ATLAS DER ÖSTERREICHISCHEN KÖCHERFLIEGENLARVEN: unter Einschluß der angrenzenden Gebiete.* Facultas Universitätsverlag Berggasse 5, A-1090 Wien.

# **Bilagor**



# Bilaga 1. Beskrivning av provlokaler

## Enköpingsån



### Allmänt

Huvudavrinningsområde	127/128	Datum	20050427	Lokalkoord.	6613646:1570232
Delavrinningsområde	4-6	Top. Karta	11H SV, 11H SO	Provyta	0,08 och 0,3 m2
Altitud (m)	6	Koordinater	660928:157083	Antal prov	15
Län	Uppsala	Metodik	SS_EN 28 265	Provtagare	Johan Axné
Kommun	Enköping	Provlokalens längd	30 m		

### Strandmiljö (täckningsgrad i %)

Barrskog	<5%	Lövskog	5-50%	Blandskog	5-50%	Kalhygge	Saknas
Buskar	<5%	Öppen mark	Saknas	Åker	<5%	Myr	Saknas
Berg	Saknas	Bebyggelse/ väg	5-50%	Skuggning	>50%	Dom. Trädslag	Al och Björk

### Vattendragets morfometri och temperatur

Vattendragsbredd	7,1 m	Vattenbredd (normalfära)	7,1 m	Medeldjup	0,3 m
Vattenhastighet	0,3 m/s	Vattennivå	Medel	Vattentemperatur	6,3 °C

### Bottensubstrat (täckningsgrad i %)

Fin detritus	<5%	Sand	<5%	Grus	5-50	Grov sten	5-50%	Grova block	Saknas
Grov detritus	<5%	Ler	5-50%	Fin sten	5-50%	Fina block	<5%	Häll	Saknas

### Bottenvegetation (täckningsgrad i %)

Övervattensväxter	<5%	Svärdslilja	Submers. Veg fina blad.	Saknas	Övriga mossor	Saknas
Flytbladsväxter	<5%	Igelknopp	Submers. Veg. Hela blad	Saknas	Gröna trådalger	Saknas
Rosettväxter	Saknas	Fontinalis		Saknas	Övriga makroalger	Saknas

### Annan påverkan

JORDB	3	ARTIF	1	DIKN	1
-------	---	-------	---	------	---

Övrigt: Proven togs ca 100 m uppströms E18.

## Ullbrobäcken (Ullbrobäcken/Långängsbäcken i Enköpingsån)



### Allmänt

Huvudavrinningsområde	127/128	Datum	20050428	Lokalkoord.	6614810:1568243
Delavrinningsområde	4	Top. Karta	11H SV, 11H SO	Provyta	0,08 och 0,3 m <sup>2</sup>
Altitud (m)	10	Koordinater	6614900:1568200	Antal prov	10
Län	Uppland	Metodik	SS_EN 28 265	Provtagare	Johan Axné
Kommun	Enköping	Provlokalens längd	30 m	Organisation	Länsstyrelsen Uppsala

### Strandmiljö (täckningsgrad i %)

Barrskog	Saknas	Lövskog	<5%	Blandskog	Saknas	Kalhygge	Saknas
Buskar	5-50%	Öppen mark	5-50%	Åker	>50%	Myr	Saknas
Berg	Saknas	Bebyggelse/ väg	Saknas	Skuggning	Saknas	Dom.	Salix
						Trädslag	

### Vattendragets morfometri och temperatur

Vattendragsbredd	2,4 m	Vattenbredd (normalfära)	2,4 m	Medeldjup	0,31 m
Vattenhastighet	0,52 m/s	Vattennivå	medel	Vattentemperatur	5 °C

### Bottensubstrat (täckningsgrad i %)

Fin detritus	5-50%	Sand	5-50%	Grus	5-50%	Grov sten	<5%	Grova block	Saknas
Grov detritus	<5%	Ler	<5%	Fin sten	5-50%	Fina block	Saknas	Häll	Saknas

### Bottenvegetation (täckningsgrad i %)

Övervattensväxter	5-50%	Säv, Vass, Kaveldun.	Submers. Veg fina blad.	Saknas	Övriga mossor	Saknas
Flytbladsväxter	<5%	Igelknopp	Submers. Veg. Hela blad	<5%	Gröna trädalger	Saknas
Rosettväxter	Saknas		Fontinalis	Saknas	Övriga makroalger	Saknas

### Annan påverkan

JORDB	3	Betesmark	3	DIKN	1
-------	---	-----------	---	------	---

Övrigt: Proven togs från banvallen och 30 m uppströms.

## Örbäcken (Enköpingsån)



### Allmänt

Huvudavrinningsområde	127/128	Datum	20050428	Lokalkoord.	6614163:1568137
Delavrinningsområde	5	Top. Karta	11H SV	Provyta	0,08 och 0,3 m <sup>2</sup>
Altitud (m)	7	Koordinater	661421:156824	Antal prov	10
Län	Uppland	Metodik	SS_EN 28 265	Provtagare	Johan Axner
Kommun	Enköping	Provlokalens längd	30 m		

### Strandmiljö (täckningsgrad i %)

Barrskog	Saknas	Lövskog	Saknas	Blandskog	Saknas	Kalhygge	Saknas
Buskar	5-50%	Öppen mark	>50%	Åker	>50%	Myr	Saknas
Berg	Saknas	Bebyggelse/ väg	5-50%	Skuggning	Saknas	Dom. Trädslag	Saknas

### Vattendragets morfometri och temperatur

Vattendragsbredd	1,8 m	Vattenbredd (normalfåra)	1,8 m	Medeldjup	0,70 m
Vattenhastighet	1,4 m/s	Vattennivå	medel	Vattentemperatur	8 °C

### Bottensubstrat (täckningsgrad i %)

Fin detritus	5-50%	Sand	5-50%	Grus	<5%	Grov sten	Saknas	Grova block	Saknas
Grov detritus	5-50%	Ler	5-50%	Fin sten	Saknas	Fina block	Saknas	Häll	Saknas

### Bottenvegetation (täckningsgrad i %)

Övervattensväxter	>50%	Vass	Submers. Veg fina blad.	Saknas	Övriga mossor	Saknas
Flytbladsväxter	Saknas	Submers. Veg. Hela blad	Saknas	Gröna trådalger	Saknas	
Rosettväxter	Saknas	Fontinalis	Saknas	Övriga makroalger	Saknas	

### Annan påverkan

JORDB	3	ARTIF	1	DIKN	1
-------	---	-------	---	------	---

**Övrigt:** Proven togs strax väster om sammanströmningen med Ullbrobäcken/Långängsbäcken.

## Långtorabäcken



### Allmänt

Huvudavrinningsområde	128, Örsundaån	Datum	20050427	Lokalkoord.	6623300:1574839
Delavrinningsområde	14	Top. Karta	11H NV, 11H SV, 11H SO	Provyta	0,08 och 0,3 m2
Altitud (m)	9	Koordinater	662562:157360	Antal prov	10
Län	Uppland	Metodik	SS_EN 28 265	Provtagare	Johan Axné
Kommun	Enköping	Provlokalens längd	30 m		

### Strandmiljö (täckningsgrad i %)

Barrskog	Saknas	Lövskog	Saknas	Blandskog	Saknas	Kalhygge	Saknas
Buskar	>5%	Öppen mark	Saknas	Åker	>50%	Myr	Saknas
Berg	Saknas	Bebyggelse/väg	<5%	Skuggning	<5%	Dom. Trädslag	Saknas

### Vattendragets morfometri

Vattendragsbredd	2 m	Vattenbredd (normalfära)	2 m	Medeldjup	0,4
Vattenhastighet	0,38 m/s	Vattennivå	medel	Vattentemperatur	8,3 °C

### Bottensubstrat (täckningsgrad i %)

Fin detritus	5-50%	Sand	<5%	Grus	<5%	Grov sten	Saknas	Grova block	Saknas
Grov detritus	5-50%	Ler	>50%	Fin sten	saknas	Fina block	Saknas	Häll	Saknas

### Bottenvegetation (täckningsgrad i %)

Övervattensväxter	>50%	Submers. Veg fina blad.	Saknas	Övriga mossor	Saknas
Flytbladsväxter	<5%	Submers. Veg. Hela blad	Saknas	Gröna trådalger	Saknas
Rosettväxter	Saknas	Fontinalis	Saknas	Övriga makroalger	Saknas

### Annan påverkan (typ och påverkansgrad)

JORDB	3	ARTIF	1	DIKN	1
-------	---	-------	---	------	---

## Bilaga 2a. Resultat bottenfauna.

	5 prov				10 prov			15 prov
	E	U	Ö	L	E	U	L	E
DFSI	4	5	4	4	4	4	4	4
ASPT	4.2	4.8	4.5	4.8	4.6	5.2	4.7	4.7
Shannon	1.9	2.8	2.4	1.4	2.2	2.8	1.5	2.2
Evenness	0.6	0.7	0.6	0.4	0.6	0.7	0.4	0.6
<b>Avvikelse</b>								
DSFI	0.8	1	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8
ASPT	0.9	1.0	1.0	1.0	1.0	1.1	1.0	1.0
Shannon	1.0	1.4	1.2	0.7	1.1	1.4	0.7	1.1
EPT-taxa	5	16	11	8	7	20	9	8
Antal taxa	25	41	38	31	33	48	39	33
Individer/m2	420	821	888	1935	1099	1183	3275	1260
<b>Funktionella gr. (%)</b>								
Skrapare, växtätare	15.5	17.6	6.4	7.0	12.5	18.5	7.7	
Sönderdelare	19.4	23.7	25.8	7.1	13.6	24.2	5.2	
Sedimentätare	48.3	23.7	21.8	22.9	54.3	25.2	26.6	
Aktiva filtrerare	1.7	12.6	3.4	1.9	7.2	10.0	3.3	
Passiva filtrerare	0.3	5.9	20.8	58.3	0.6	5.2	53.3	
Rovdjur	5.8	11.5	12.9	2.4	5.0	12.0	2.8	
Parasiter	0.1	0.1	0.3	0.1	0.2	0.1	0.1	
Andra funktionella gr.	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1	
Ingen tillgänglig data	8.8	5.0	8.6	0.3	6.7	4.9	0.8	
<b>Taxonomiska grupper (%)</b>								
Virvelmaskar	0.0	2.8	0.2	0.0	0.1	3.0	0.0	
Rundmaskar	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	
Snäckor	0.3	0.0	0.1	0.4	0.1	0.0	0.4	
Musslor	1.5	12.6	3.4	1.9	7.1	10.0	3.3	
Glattmaskar	1.3	6.3	6.7	0.2	13.0	6.8	0.2	
Iglar	0.8	0.6	1.4	0.0	0.6	0.7	0.0	
Kräftdjur	32.4	28.8	37.5	11.9	24.0	30.0	8.7	
Dagsländor	0.0	12.2	0.0	0.0	0.0	10.5	0.0	
Trollsländor	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	
Bäcksländor	1.2	3.9	0.2	0.1	0.5	4.2	0.0	
Skinnbagg	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
Nätvingar	0.2	0.0	1.6	0.0	0.1	0.1	0.0	
Nattsländor	3.6	9.1	6.2	2.0	3.9	10.2	2.8	
Skalbaggar	1.3	7.3	0.4	0.0	0.8	8.1	0.1	
Tvåvingar	56.9	16.1	41.1	83.3	49.3	16.2	84.2	
Sötvattensskalster	0.5	0.3	0.5	0.2	0.5	0.3	0.2	
EPT-Taxa	5	16	11	8	7	20	9	
EPT-Taxa (%)	4.8	25.3	6.4	2.1	4.3	24.8	2.8	
EP (%)	1	16	0	0	0	15	0	
EPT (%)	16	34	21	19	16	36	21	
Antal familjer	17	25	25	23	22	30	27	
Antal släkten	24	34	35	30	29	41	36	
AF/PF	5	2.1	0.2	0.0	11.6	1.9	0.1	

### Jämförelse mellan fem vattendrag i Enköpings kommun (Sparkmetoden).

Indexjämförelse	Fiskviks kanal	Gällbäcken	Skattmansöån	Långtorabäcken	Enköpingsån (E)	Enköpingsån (U)	Enköpingsån (Ö)
DFSI	4	5	6	4	4	5	4
ASPT	4.4	5.6	6.3	4.8	4.2	4.8	4.5
Shannon	1.9	2.0	2.2	1.4	1.9	2.8	2.4
Evenness	0.7	0.6	0.7	0.4	0.6	0.7	0.6
EPT-taxa	2	14	12	8	5	16	11
Antal taxa	15	25	28	31	25	41	38
<b>Avvikelse</b>							
DSFI	0.8	1	1.2	0.8	0.8	1	0.8
ASPT	0.9	1.2	1.3	1.0	0.9	1.0	1.0
Shannon	1.0	1.0	1.1	0.7	1.0	1.4	1.2

### Avvikelse från jämförvärde

Enköpingsån/	Skattmansöån	Ullbrobäcken	Långtorabäcken	BG
DSFI	0.67	0.8	0.8	0.8
ASPT	0.66	0.87	1.02	0.88
Shannon	0.86	0.69	0.71	0.97
Medel avvikelse	0.7	0.8	0.8	0.9
Stdav	0.11	0.09	0.16	0.09

Individtäthet (ind./m2)	Ö	E	U	L	S:a medel
Mitt i bäcken					
Prov 1	879	826	606	1622	
Prov 2	366	486	789	2191	
Prov 3	1202	203	839	709	
Prov 4	1255	336	556	3849	
Prov 5	739	250	1315	1302	
<b>Medelabundans</b>	888	420	821	1935	1059
<b>Stdav</b>	363	251	301	1197	785
Kantprov					
Prov 1		1682	1416	3401	
Prov 2		1720	2185	6479	
Prov 3		1349	2062	8987	
Prov 4		2565	1264	2850	
Prov 5		1577	798	1359	
<b>Medelabundans</b>		1778	1545	4615	2646
<b>Stdav</b>		463	577	3073	1475

Transektvis	1	1	1	2	2	2	3	3	3	4	4	4	5	5	5
Antal taxa	14	16	23	21	13	9	15	17	10	20	18	11	17	16	6
Medelvärde			18			14			14			16			13
Stdav			5			6			4			5			6
Individtäthet	1682	2166	826	1720	703	486	1349	1406	203	2565	1900	336	1577	1739	250
Medelvärde			1558			970			986			1600			1188
Stdav			678			658			679			1144			817

\* Skiljer sig signifikant åt.

## Bilaga 2b. Resultat metodundersökning.

Enköpingsån	Strandkanten				1-2 m ut från stranden				Mitt i bäcken						
	a	a	a	a	a	b	b	b	b	b	c	c	c	c	c
<b>Taxa</b>	14	21	15	20	17	16	13	17	18	16	23	9	10	11	6
<b>Medel</b>					17					16					12
<b>Stdav</b>					3					2					7
<b>Trichoptera</b>															
<i>Hydropsyche angustipennis</i>				1		1									
Limnephilidae	2	3	1	4	3	10	2	3	1	6	30			3	2
<i>Limnephilus sp.</i>	3		1	1	5	5		3	3		3		1	1	
<i>Halesus radiatus</i>		1		1		2	1					1	5	1	
<i>Ironoquia dubia</i>		2		1	1						1				
<i>Anabolia sp.</i>	1														
<i>Anabolia nervosa</i>	1	5	2	2	9	10			2		9				
<i>Lype phaeopa</i>								2							
<i>Molanna angustata</i>		1							1						
<b>Summa Trichopterer</b>	7	12	4	10	18	28	3	8	7	6	43	1	6	5	2
<b>Summa/m2</b>	66.5	114	38	95	171	266	28.5	76	66.5	57	143.19	3.33	19.98	16.65	6.66
<b>Medel</b>					97					99					37.962
<b>Stdav</b>					50					95					59
<b>Plecoptera</b>															
<i>Nemoura sp.</i>		1	1	2		3								1	1
<i>Nemoura cinerea</i>									1	3	7				
<b>Summa Plecoptera</b>	0	1	1	2	0	3	0	0	1	3	7	0	0	1	1
<b>Summa/m2</b>	0	9.5	9.5	19	0	28.5	0	0	9.5	28.5	23.31	0	0	3.33	3.33
<b>Medel</b>					8					13					6
<b>Stdav</b>					8					14					10
<b>Megaloptera</b>															
<i>Sialis lutaria gr.</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0
<b>Summa Megaloptera</b>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<b>Coleoptera</b>															
<i>Elmis aenae</i>		1	1						1		7				
<i>Limnius wolckmari</i>		1	1			1			1		1				
<b>Summa Coleoptera</b>	0	2	2	0	0	1	0	0	2	0	8	0	0	0	0
<b>Diptera</b>															
Simuliidae	2	1	1	3		3	1	1		1	2				
Eleocephala sp.			1	5	1	2				2					
Psychodidae	5	4	4	7	1		2		4		7				
Dicranota sp.				1	1			1			1				
<i>Tipula sp.</i>									1						
Chironomidae															
<i>Orthocladiinae</i>	46	53	51	138	31	92	6	22	59	86	38	102	30	55	48
<i>Chironominae</i>		6	19	12	5	8	12	15	31	2	8	23	7	10	5
<i>Tanytopodinae</i>		1								2	3		1	2	
<b>Summa Diptera</b>	53	65	76	166	39	105	21	39	95	93	59	125	38	67	53
<b>Summa/m2</b>	503.5	617.5	722	1577	370.5	997.5	199.5	370.5	902.5	883.5	196.47	416.25	126.54	223.11	176.49
<b>Medel</b>					758					671					228
<b>Stdav</b>					476					360					111
<b>Crustaceae*</b>															
<i>Asellus aquaticus</i>	6	6	6	6	1	6	7	4	10	12	28	0	0	0	0
<i>Gammarus pulex</i>	14	18	14	18	3	31	10	36	25	20	65	13	10	20	17
<i>Gammarus lacustris</i>	5	5		2	1		2	2		4	10	3	4	2	
Ostracoda	15	25	6	9	7	7	14	3	12	12	13				
<b>Summa Crustaceae</b>	40	54	26	35	12	44	33	45	47	48	116	16	14	22	17
<b>Summa/m2</b>	380	513	247	332.5	114	418	313.5	427.5	446.5	456	386.28	53.28	46.62	73.26	56.61
<b>Medel</b>					317					412.3					123.21
<b>Stdav</b>					149					57					147
<b>Bivalvia</b>															
<i>Pisidium sp.</i>	30	11	4	9	2	10	7	3	5	1	3	1		2	
<i>Sphaerium sp.</i>	30	6	3	3	2	5					3				
<b>Summa Bivalvia</b>	60	17	7	12	4	15	7	3	5	1	6	1	0	2	0
<b>Summa/m2</b>	570	161.5	66.5	114	38	142.5	66.5	28.5	47.5	9.5	19.98	3.33	0	6.66	0
<b>Medel</b>					190					59					6
<b>Stdav</b>					218					51					8
<b>Gastropoda</b>															
<i>Bithynia tentaculata</i>								1					2		
<b>Summa Gastropoda</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0
<b>Oligochaeta*</b>	13	26	25	37	90	26	2	47	35	24	1	2	1	3	1
<b>Summa/m2</b>	123.5	247	237.5	351.5	855	247	19	446.5	332.5	228	3.33	6.66	3.33	9.99	3.33
<b>Medel</b>					363					254.6					5
<b>Stdav</b>					287					157					3
<b>Turbellaria</b>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Hirudinea</b>															
<i>Herpobdella octoculata</i>	1	1		1				1		1	3	1			1
<i>Glossiphonia complanata</i>									1	1					
<i>Haemopsis sanguisuga</i>					1										
<b>Summa Hirudinea</b>	1	1	0	1	1	0	0	1	1	2	3	1	0	0	1
<b>Summa/m2</b>	9.5	9.5	0	9.5	9.5	0	0	9.5	9.5	19	9.99	3.33	0	0	3.33
<b>Medel</b>					8					8					3
<b>Stdav</b>					4					8					4
<b>Hydrachnidia</b>	0	1	0	3	1	0	2	2	0	2	2	0	0	1	0
<b>Ceratopogonidae*</b>	2	2	1	4	1	6	6	1	6	4	2	0	0	0	0
<b>Summa/m2</b>	19	19	9.5	38	9.5	57	57	9.5	57	38	6.66	0	0	0	0
<b>Medel</b>					19					44					1
<b>Stdav</b>					12					21					3
<b>Abundans (ind.)</b>	177	181	142	270	166	228	74	148	200	183	248	146	61	101	75
<b>Abundans (ind./m2)</b>	1681.5	1719.5	1349	2565	1577	2166	703	1406	1900	1738.5	826	486	203	336	250
<b>Medelabundans</b>					1778					1583					420
<b>Stdav</b>					463					564					251

## Bilaga 2c. Resultat biotopkartering och kemi.

Åarnas närmiljö och strömförhållande	BO	EA	CL	GP	EC	SC	VP	SB	VS	NO	CF	RP	UP	SM	NP	RO	MB	VB
<b>Enköpingsån Närmiljön (v+h)</b>																		
Strand material		6	14															
Strandkaraktär							1	1	3	15								
<b>Åfåran</b>																		
Substrat			10	1														
Typ av flöde											1			9				
Karaktär på ån										8						1		1
<b>Ullbrobäcken Närmiljön (v+h)</b>																		
Strand material		2	18															
Strandkaraktär					2	2	1		1	14								
<b>Åfåran</b>																		
Substrat		1	9															
Typ av flöde											1		2	7				
Karaktär på ån										7						1		2
<b>Långtorabäcken Närmiljön (v+h)</b>																		
Strand material			20															
Strandkaraktär									3	17								
<b>Åfåran</b>																		
Substrat			10															
Typ av flöde												1		7	2			
Karaktär på ån										9								1

Markanvändning och veg.struktur kring vattendraget	SU	TL	B	U	S	C	BL
<b>Enköpingsån</b>							
Markanvändning inom 5m på åkrönet		19					1
Åkrönets veg.struktur				17	2	1	
Banksidans veg. Struktur			1		18	1	
<b>Ullbrobäcken</b>							
Markanvändning inom 5m på åkrönet	2	18					
Åkrönets veg.struktur				2	18		
Banksidans veg. Struktur			1	2	7	10	
<b>Långtorabäcken</b>							
Markanvändning inom 5m på åkrönet		20					
Åkrönets veg.struktur				2	18		
Banksidans veg. Struktur				2		18	

Habitatkvalitet	E	L
<b>HQS (habitat kvalitet)</b>		
Flödesprofil	4	6
Bottensubstrat	4	4
Åprofil	2	1
Strandprofil	5	2
<b>Vegetationsstruktur</b>		
Strand	6	6
Åkrön	2	0
<b>Sedimentationsö (med och utan vegetation)</b>	1	2
Vegetationsstruktur i åfåran	5	6
Markanvändning	0	0
Strandens trädstruktur	6	1
Tillhörande karaktärer (undervattensrötter etc)	3	1
<b>Speciella karaktärer (vattenfall etc)</b>	0	0
<b>Summa HQS</b>	38	29
<b>HMS (modifieringar av vattendragen)</b>		
Modifieringar inom stickprovet	4	4
Modifieringar utanför stickproven	5	5
<b>Övriga modifieringar av vattendragen i sin helhet</b>	12	12
<b>Summa HMS</b>	21	21

Kemiska parametrar hos vattendragen	E (1)	L (2)	E (3)	L (3)
<b>Mätvariabel</b>				
pH	8.1	7.6	7.9	7.8
Ca (mekv/L)	4.01	148.8		
Mg (mekv/L)	1.53			
Cl (mekv/L)	1.97			
P-tot (µg/L)	109	80	58	51
N-tot (µg/L)	2100	2080	2600	2200
Färg (mg Pt/L)	50			

1. Data från SRK av Uppsala län (2000).
2. Data från typområden på jordbruksmark (2000).
3. Data från ett annat examensarbete utfört av Jennie Tjernell under våren 2005.



## Bilaga 3a. Rådata bottenfauna.

Enköpingsån	1a	1b	1c*	2a	2b	2c*	3a	3b	3c*	4a	4b	4c*	5a	5b	5c*	S:a alla	S:a A	S:a B	S:a C	Funktionell gr.
<b>Antal taxa</b>																33	28	30	25	
<b>Trichoptera</b>																				
<i>Hydropsyche angustipennis</i>		1							1							2	1	1	0	Aktiv filtrerare
Limnephilidae	2	10	30	3	2		1	3		4	1	3	3	6	2	70	13	22	35	Sönderdelare
<i>Limnephilus sp.</i>	3	5	3				1	3	1	1	3	1	5			26	10	11	5	
<i>Halesus radiatus</i>		2		1	1	1			5	1		1				12	2	3	7	
<i>Ironoquia dubia</i>			1	2						1			1			5	4	0	1	Sönderdelare
<i>Anabolia sp.</i>	1															1	1	0	0	
<i>Anabolia nervosa</i>	1	10	9	5			2			2	2		9			40	19	12	9	
<i>Lype phaeopa</i>								2								2	0	2	0	Växtätare
<i>Molanna angustata</i>				1							1					2	1	1	0	Rovdjur
<b>Plecoptera</b>																				
Nemoura sp.		3		1			1			2		1			1	9	4	3	2	Sönderdelare
<i>Nemoura cinerea</i>			7								1			3		11	0	4	7	Rovdjur
<b>Megaloptera</b>																				
<i>Stalis lutaria gr.</i>			1					1			1					3	0	2	1	
<b>Coleoptera</b>																				
<i>Elmis aenae</i>			7	1			1				1					10	2	1	7	Detritusätare
<i>Limnius wolckmari</i>		1	1	1			1				1					5	2	2	1	
<b>Diptera</b>																				
Simuliidae	2	3	2	1	1		1	1		3				1		15	7	6	2	Passiv filtrerare
Eleocophila sp.		2					1			5			1	2		11	7	4	0	
Psychodidae	5		7	4	2		4			7	4		1			34	21	6	7	Sönderdelare
<i>Dicranota sp.</i>			1					1		1		1				4	2	1	1	Rovdjur
<i>Tipula sp.</i>											1					1	0	1	0	Sönderdelare
Chironomidae																				Detritusätare
Orthocladinae	46	92	38	53	6	102	51	22	30	138	59	55	31	86	48	857	319	265	273	
Chironomiinae		8	8	6	12	23	19	15	7	12	31	10	5	2	5	163	42	68	53	
Tanyptodiinae			3	1					1			2		2		9	1	2	6	
<b>Crustaceae</b>																				
<i>Asellus aquaticus</i>	6	6	28	6	7		6	4		6	10		1	12		92	25	39	28	Detritusätare
<i>Gammarus pulex</i>	14	31	65	18	10	13	14	36	10	18	25	20	3	20	17	314	67	122	125	Sönderdelare
<i>Gammarus lacustris</i>	5	10	5	2	3		2	4	2			2	1	4		40	13	8	19	
Ostracoda	15	7	13	25	14		6	3		9	12			12		123	62	48	13	Detritusätare
<b>Bivalvia</b>																				Aktiva filtrerare
<i>Pisidium sp.</i>	30	10	3	11	7	1	4	3		9	5	2	2	1		88	56	26	6	
<i>Sphaerium sp.</i>	30	5	3	6			3			3			2			52	44	5	3	
<b>Gastropoda</b>																				
<i>Bithynia tentaculata</i>								1	2							3	0	1	2	Skrapare
<b>Oligochaeta</b>	13	26	1	26	2	2	25	47	1	37	35	3	90	24	1	333	191	134	8	Detritusätare
<b>Turbellaria</b>	1															1	1	0	0	
<b>Hirudinea</b>																				
<i>Herpobdella octoculata</i>	1		3	1		1		1		1				1	1	10	3	2	5	
<i>Glossiphonia complanata</i>											1			1		2	0	2	0	
<i>Haemopsis sanguisuga</i>													1			1	1	0	0	
<b>Hydrachnidia</b>									2	3		1	1	2		14	5	6	3	Detritusätare
<b>Ceratopogonidae</b>	2	6	2	2	6		1	1		4	6					35	10	23	2	Rovdjur
<b>Abundans (ind.)</b>	177	228	248	181	74	146	142	148	61	270	200	101	166	183	75	2400	936	833	631	
<b>Abu. (ind./m2)</b>	1682	2166	826	1720	703	486	1349	1406	203	2565	1900	336	1577	1739	250		8892	7914	2101	
<b>Medelabu. (ind./m2)</b>																3781	1778	1583	420	
<b>Medelabu. (ind./m2)</b>																1260				

Ullbrobäcken	1a	1b*	2a	2b*	3a	3b*	4a	4b*	5a	5b*	S:a alla	S:a A	S:a B	Funktionell gr.
<b>Antal taxa</b>											47	39	40	
<b>Trichoptera</b>														
<i>Hydropsyche</i> sp.					5			3			8	5	3	Aktiv filtrerare
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	12	4	8	2	10	6		1		2	45	30	15	
Chaetopteryx/Annitella	1										1	1	0	Sönderdelare
<i>Rhyacophila fasciata</i>					1						3	4	1	Rovdjur
Limnephilidae		1	3	4	5	5		17	21	5	61	29	32	Sönderdelare
<i>Limnephilus</i> sp.		2	6	1		2	2	3			16	8	8	
<i>Halesus</i> sp.		3				1	1				5	1	4	
<i>Halesus radiatus</i>	8	10	6	9	5	14	4	5		9	70	23	47	
<i>Halesus digitatus</i>										6	6	0	6	
<i>Anabolia nervosa</i>								1			1	0	1	
<i>Apatania</i> sp.	1				5			1			7	6	1	
<i>Apatania muliebris</i>					3			3		5	11	3	8	Växtätare
<i>Apatania auricula</i>										4	4	0	4	
<i>Micropterna sequax</i>			3		2					1	6	5	1	Sönderdelare
<i>Micropterna lateralis</i>										2	2	0	2	
<i>Potamophylax</i> sp.									3		3	3	0	
<i>Phacopteryx brevipennis</i>			1					1			2	1	1	
<i>Molanna angustata</i>		3		2		1	1				7	1	6	Rovdjur
Philopotamidae	1										1	1	0	Filtrerare
<i>Plectrocnemia conspersa</i>			3		2						5	5	0	Rovdjur
<b>Ephemeroptera</b>														
<i>Baetis</i> sp.							1			4	5	1	4	Skrapare
<i>Baetis rhodani</i>	9		13	13	35	2		4	1	124	201	58	143	Sönderdelare
<b>Plecoptera</b>														
<i>Nemoura</i> sp.	10	6	2	17			2		6	1	44	20	24	
<i>Nemoura cinerea</i>			20	10	10	3	3	9		19	74	33	41	
<i>Nemoura avicularis</i>					1			1		4	6	1	5	
<b>Megaloptera</b>														Rovdjur
<i>Stalis lutaria</i> gr.									1		1	1	0	
<b>Coleoptera</b>														
<i>Donacia</i> sp.				1							1	0	1	Detritusätare
<i>Elmisa aenae</i>	28	8	6	3	19	2	2	14		42	124	55	69	
<i>Oulimnius</i> sp.				2							2	0	2	
<i>Limnius wolckmari</i>	4	3	2	2	8	3	1	1		4	28	15	13	
<b>Zygoptera</b>														
<i>Calopteryx</i> sp.			1								1	1	0	Rovdjur
<b>Diptera</b>														
Simuliidae	1	45		4	10	7	1		1	6	75	13	62	Passiv filtrerare
<i>Eleocophila</i> sp.	2		6	13	5	3	6	4		2	41	19	22	
Psychodidae	3	1	7		1			3			15	11	4	Sönderdelare
Empididae		1	2	2	2	1				1	9	4	5	Rovdjur
<i>Dicranota</i> sp.		2		5	1	3	2	1		2	16	3	13	Rovdjur
<i>Tipula</i> sp.		1		1							2	0	2	Rovdjur
Chironomidae														Detritusätare
<i>Orthocladinae</i>	8	2	23	3	8	22	6	8	9	5	94	54	40	
<i>Chironomiinae</i>	1	2	10	5	2	7		2	1	11	41	14	27	
<i>Tanyptodiinae</i>				2		3				1	6	1	5	
<b>Crustacea</b>														Sönderdelare
<i>Asellus aquaticus</i>	6		17	1	3			3	4	2	36	30	6	Detritusätare
<i>Gammarus pulex</i>	44	67	63	77	47	46	42	26	3	71	486	199	287	Sönderdelare
<i>Gammarus lacustris</i>		21	12	13		5	4	1		4	60	16	44	
<b>Bivalvia</b>														Aktiva filtrerare
<i>Pisidium</i> sp.			13	16	8	43	13	22	1	23	139	35	104	
<i>Sphaerium</i> sp.			2	2	4	19	4	9		13	53	10	43	
<b>Oligochaeta</b>	4			21	10	37	29	1	14	15	131	57	74	Detritusätare
<b>Hirudinea</b>														Rovdjur
<i>Herpobdella octoculata</i>	1					4					5	1	4	
<i>Glossiphonia complanata</i>				1	1	1	2				5	3	2	
<i>Glossiphonia concolor</i>				1							1	0	1	
<i>Haemopsis sanguisuga</i>			1		1						2	2	0	
<b>Turbellaria</b>	5			4		12	7	13	13	4	58	25	33	Detritusätare
<b>Hydrachnidia</b>					2			2	1	1	6	3	3	Växtätare
<b>Ceratopogonidae</b>					1			8	4		13	5	8	Rovdjur
<b>Abundans (ind.)</b>	149	182	230	237	217	252	133	167	84	395	2046	813	1233	
<b>Abu. (ind./m2)</b>	1416	606	2185	789	2062	839	1264	556	798	1315		7724	4106	
<b>Medelabu. (ind./m2)</b>												1545	821	
<b>Medelabu. (ind./m2)</b>											1183			



Långtorabäcken	1a	1b*	2a	2b*	3a	3b*	4a	4b*	5a	5b*	S:a alla	S:a A	S:a B	Funktionell gr.
<b>Antal taxa</b>											39	33	34	
<b>Trichoptera</b>														
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	4	28	4	19	10	13		4		5	87	18	69	Aktiv filtrerare
<i>Chaetopteryx/Annitella sp.</i>		8		4							12	0	12	Sönderdelare
<i>Ryacophila sp.</i>		1								1	2	0	2	Rovdjur
<i>Ryacophila fasciata</i>			1			1				1	3	1	2	
Limnephilidae	3		2		2		2	2	1	4	16	10	6	Sönderdelare
<i>Limnephilus sp.</i>	3				4		1	5	1		14	9	5	
<i>Halesus radiatus</i>	3				4			1	1		9	8	1	
<i>Micropterna sequax</i>			3					1			4	3	1	
<i>Ironoquia dubia</i>	4				1		3			8	16	8	8	
<i>Oligostomix reticulata</i>	1										1	1	0	Rovdjur
<b>Plecoptera</b>											0	0	0	Sönderdelare
<i>Nemoura sp.</i>				3						3	6	0	6	
<i>Nemoura cinerea</i>					2						2	2	0	
<b>Coleoptera</b>											0	0	0	
<i>Gyrinus sp.</i>				1							1	0	1	Detritusätare
<i>Elmis aeneae</i>	1									1	2	1	1	Detritusätare
<i>Cybister lateralmarginalis</i>	1										1	1	0	Rovdjur
<i>Anacaena limbata</i>	2										2	2	0	Detritusätare
<i>Corixa sp.</i>									1		1	1	0	Rovdjur
<b>Diptera</b>				2		1					3	0	3	
Simuliidae	90	300	400	400	750	85	100	500	60	100	2785	1400	1385	Filterare
Limoniidae		1			2	1					4	2	2	
<i>Eleocophila sp.</i>	2				1	2					5	3	2	
Psychodidae	2		1	1	1	1		6	2		14	6	8	Sönderdelare
Empididae		3	3	2		1	1	5			15	4	11	Rovdjur
<i>Dicranota sp.</i>				1			4				5	4	1	
<i>Tipula sp.</i>					2						2	2	0	
Chironomidae											0	0	0	Detritusätare
<i>Orthocladinae</i>	97	51	196	101	74	50	143	565	56	188	1521	566	955	
<i>Chironomiinae</i>		7		9	4	5					25	4	21	
<i>Tanyptodiinae</i>	3	2	4	5	2	5	7	35	4	12	79	20	59	
<b>Crustacea</b>											0	0	0	
<i>Asellus aquaticus</i>	46	4	8	19	4		2		6	13	102	66	36	Detritusätare
<i>Gammarus pulex</i>	59	23	39	44	65	2	16	6	2	44	300	181	119	Sönderdelare
<i>Gammarus lacustris</i>	13		5		11		1	4		10	44	30	14	
Ostracoda		7					10		1		18	11	7	Detritusätare
<b>Bivalvia</b>											0	0	0	Aktiva filtrerare
<i>Pisidium sp.</i>	13	46	10	37	3	24	6	13	4	1	157	36	121	
<i>Sphaerium sp.</i>	4		3			7	2	4			20	9	11	
<b>Gastropoda</b>											0	0	0	Skrapare
<i>Radix sp.</i>		1									1	0	1	
<i>Acroluxos lacustris</i>				1							1	0	1	
<i>Bathymphalus contortus</i>	3		3	3	2	4		1			16	8	8	
<i>Physa fontinalis</i>				1				1	1		3	1	2	
<i>Stagnicola sp.</i>				1							1	0	1	
<b>Oligochaeta</b>				2		2	1		3		8	4	4	Detritusätare
<b>Hirudinea</b>											0	0	0	Rovdjur
<i>Herpobdella octoculata</i>		1						1			2	0	2	
<b>Hydrachnidia</b>	4	4		1	2			2			13	6	7	Detritusätare
<b>Ceratopogonidae</b>				1		9	1				11	1	10	Rovdjur
<b>Abundans (ind.)</b>	358	487	682	658	946	213	300	1156	143	391	5334	2429	2905	
<b>Abu. (ind./m2)</b>	3401	1622	6479	2191	8987	709	2850	3849	1359	1302		23076	9674	
<b>Medelabu. (ind./m2)</b>												4615	1935	6550
<b>Medelabu. (ind./m2)</b>														3275

X\*1 m i 60 sek.

X 1 fot i 5 sek.

## Bilaga 3b. Rådata biotopkartering.

Enköpingsån	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<b>Åns fysiska miljö/närmiljö. E. Vänster</b>										
Strand substrat	EA	EA	CL	CL	CL	CL	CL	CL	CL	CL
Strandmodifiering	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO
Strandkaraktär	SB	NO	NO	NO	NO	VS	NO	VS	NO	NO
<b>Åfåran</b>										
Substrat	G	CL	CL	CL	CL	CL	CL	CL	CL	CL
Flödestyp	CF	SM	SM	SM	SM	SM	SM	SM	SM	SM
Modifiering av fåran	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO
Åfårans karaktär	RO	NO	NO	NO	NO	NO	VB	NO	NO	NO
<b>Höger</b>										
Strand substrat	EA	EA	EA	EA	EA	CL	CL	CL	CL	CL
Strandmodifiering	RI	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO
Strandkaraktär	NO	VS	NO	NO	NO	VB	NO	NO	NO	NO
<b>Markanvändning och veg. struktur. F</b>										
Markanvändning inom 5m på åkrönets topp. Vänster	BL	TL	TL	TL	TL	TL	TL	TL	TL	TL
Åkrönets veg.struktur, vänster sida	U	U	U	U	U	U	U	U	U	U
Strandsidans veg. struktur vänster sida	C	S	S	S	S	S	S	S	S	S
Strandsidans veg. struktur höger sida	B	S	S	S	S	S	S	S	S	S
Åkrönets veg.struktur, höger sida	S	S	U	U	U	U	U	U	U	U
Markanvändning inom 5m på åkrönets topp. Höger	TL	TL	TL	TL	TL	TL	TL	TL	TL	TL
<b>Vegetationstyp i vattendraget. G</b>										
Ingen										
Mossor	V									
Rotade övervattenväxter (breda blad)										
Rotade övervattenväxter	V	E	E	E	E	E	E	E	E	E
Flytbladsväxter	V				V		V			
Fri-flytande växter										
Amfibiska					V		V			
Submerged breda blad										
Submerged linjära blad										
Submerged finbladiga										
Alger av filamenttyp										

Markanvändning inom 50m på åkrönet. H	Vänster	Höger	SWEEP-UP	Vänster	Höger
Blandskog	V		Betesmark		
Granplantering			Brukad gräsmark		
Fruktplantering			Åkermark	E	E
Ljungmark			Våtmark		
Buskskog	V		Öppet vatten		
Frodig örtvegetation	E	E	Mänsklig aktivitet	V	E
			Berg and scree		
<b>Strandprofil (Naturlig). I</b>			<b>Modifierad/artificiell</b>		
Vertikal/eroderad			Rätad kanal		
Vertikal + sedimentation			Förstärkt strandsida (hela banken)		V
Brant (>45 grader)	E	E	Förstärkt strandsida (endast toppen)		
Svagt sluttande	E	E	Förstärkt strandsida (endast botten)		
Sammansatt			Igenfylld tvästegs ravin		
			Boskapsmark ända in på vattendraget		
			Rätad		
			Förhöjd strandkant		
<b>Trädbevaxning. J</b>				Ingen	Finns >33% X
Ingen			Beskuggning		
Isolerade träd			Överhängande trädgrenar		X
Trädbevaxning regelbunden			Exponerade rötter på stranden		X
Enstaka grupper av träd	X	X	Undervattensrötter	X	
Återkommande trädgrupper			Nedfallna träd	X	
Skog			Nedfallet trädmateriäl i fåran		X
<b>Åns generella utseende. K</b>					
Vattenfall	X		Stillastående bakvatten		X
Kaskader	X		Exponerat berg	X	
Forsande	X		Exponerade stenar		X
Fors-strömmande		X	Ö utan vegetation	X	
Strömmande		X	Ö med vegetation		X
Flytande		X	Ö med komplex vegetation	X	
Lungflytande			Sidoutsrott utan vegetation	X	
Poler		X	Sidoutsrott med vegetation		X
Gölar bildade vdi sidan om fåran	X		Sedimentation av slam/dy		X
			Sedimentation av sand	X	



Markanvändning inom 50m på åkrönet. H	Vänster	Höger	SWEEP-UP		Vänster	Höger
Blandskog		V	Betesmark		E	E
Granplantering			Brukad gräsmark			
Fruktplantering			Åkermark		E	E
Ljungmark			Våtmark			
Buskskog			Öppet vatten			
Frodig örtvegetation			Mänsklig aktivitet			V
			Berg and scree			
<b>Strandprofil (Naturlig) I</b>			<b>Modifierad/artificiell</b>			
Vertikal/eroderad	V	V	Rätad kanal		V	V
Vertikal + sedimentation			Förstärkt strandsida (hela banken)			
Brant (>45 grader)	E	E	Förstärkt strandsida (endast toppen)			
Svagt sluttande	V	V	Förstärkt strandsida (endast botten)			
Sammansatt			Igenfylld tvåstegs ravin			
			Boskapsmark ända in på vattendraget		E	E
<b>Trädbevuxning. J</b>			Rätad			
Ingen			Förhöjd bank		Ingen	Finns >33% X
Isolerade träd			Beskuggning			
Trädbevuxning regelbunden			Överhängande trädgrenar			X
Enstaka grupper av träd			Exponerade rötter på stranden			X
Återkommande trädgrupper	X	X	Undervattensrötter		X	
Skog			Nedfallna träd			X
			Nedfallet trädmateriäl i fåran			X
<b>Åns generella utseende. K</b>						
Vattenfall	Ingen	Finns >33%	Stillastående bakvatten		X	
Kaskader	X		Exponerat berg		X	
Forsande		X	Exponerade stenar			X
Fors-strömmande		X	Ö utan vegetation			X
Strömmande			Ö med vegetation			X
Svagt strömmande		X	Ö med komplex vegetation		X	
Lungflytande		X	Sidoutsrott utan vegetation			X
Poler		X	Sidoutsrott med vegetation			X
Gölar bildade vid sidan om fåran	X		Sedimentation av slam/dy			X
			Sedimentation av sand			X

Åns morfometri. L	Vänster	Höger	Åfåran		Speciella karaktärer. O	
Åkrön (m)	5	3	Max vattenbredd (m)	10	Inga	
Översvämningskant (m)	0.5	0.5	Vattnets bredd (m)	4	Vattenfall>5m	
			Djup (m)	0.4	Sidokanaler	
Bottenmaterialet av stenar/block					Naturligt skapade dammar	X
Strömparti					Fallföma	X
<b>Artificiella föremål. M</b>					Artificiellt öppet vatten	
Påverkningsgrad	Stor	Betydande	Liten		Naturligt öppet vatten	X
Damm					Fåran i anslutning till äng	
Sluss/kvarnränna		X			Kärr	
Kulvertar					Mosse	
Broar		X			Alkärr	
Artificiell byggnation i vattnet					Sumpmark	
Grundad vattenfåra					Grundvattenutströmning	
Avledning till vattendraget				X	Vassbevuxna kanter	X
Annat					Matta av mossvegetation	
<b>Finns dammar/kablar</b>	Nej	Ja, på >33% av sträckan	<33% av sträckan	X	<b>Bevuxen mittfåra. P</b>	X
					<33%	
					>33%	
<b>Nya påverkningar från. N</b>					<b>Dominanta vegetationstyper. Q</b>	
Inget					Typha (Kaveldun)	
Muddring					Phragmites (Vass)	
Landhöjning					Schoenoplectus (Säv)	
Vegetationsröjning					Carex (Starr)	
Kalhuggning					<b>Allmänna noteringar. R</b>	
					Vattenståndet lågt.	
					Vägar/banvall i anslutning till ån	
					Stora delar av ån med intilliggande åker.	
					Naturligt meandrande med 20-50m buffert	
					Många insekter t ex troll- och flicksländor	

Långtorabäcken	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<b>Åns fysiska miljö/närmiljö. E. Vänster</b>										
Strand substrat	CL	CL	CL	CL	CL	CL	CL	CL	CL	CL
Strandmodifiering	NO	NO	NO	NO	NO	NO	RI	NO	NO	NO
Strandkaraktär	NO	NO	VS	VS	NO	NO	NO	NO	NO	VS
<b>Åfåran</b>										
Substrat	CL	CL	CL	CL	CL	CL	CL	CL	CL	CL
Flödestyp	SM	RP	NP	SM	NP	SM	SM	SM	SM	SM
Modifiering av fåran	NO	NO	NO	NO	DA	NO	CV	NO	NO	NO
Åfårans karaktär	NO	VB	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO
<b>Höger</b>										
Strand substrat	CL	CL	CL	CL	CL	CL	CL	CL	CL	CL
Strandmodifiering	NO	NO	NO	NO	NO	NO	RI	NO	NO	NO
Strandkaraktär	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO
<b>Markanvändning och veg.struktur. F</b>										
Markanvändning inom 5m på åkrönets topp. Vänster	TL	TL	TL	TL	TL	TL	SU	TL	TL	TL
Åkrönets veg.struktur, vänster sida	U	U	U	U	U	U	B	U	U	U
Strandsidans veg. struktur vänster sida	S	S	S	S	S	S	B	S	S	S
Strandsidans veg. struktur höger sida	S	S	S	S	S	S	B	S	S	S
Åkrönets veg.struktur, höger sida	U	U	U	U	U	U	B	U	U	U
Markanvändning inom 5m på åkrönets topp. Höger	TL	TL	TL	TL	TL	TL	SU	TL	TL	TL
<b>Vegetationstyp i vattendraget. G</b>										
Ingen										
Mossor										
Rotade övervattenväxter (breda blad)										
Rotade övervattenväxter	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E
Flytbladsväxter										
Fri-flytande växter			V	V	V		V		V	V
Amfibiska	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V
Submerged breda blad										
Submerged linjära blad										
Submerged finbladiga										
Alger av filamenttyp										

Markanvändning inom 50m på åkrönet. H	Vänster	Höger		SWEEP-UP	Vänster	Höger	
Blandskog				Betesmark			
Granplantering				Brukad gräsmark			
Fruktplantering				Åkermark	E	E	
Ljungmark				Våtmark			
Buskskog				Öppet vatten			
Frodig örtvegetation	E	E		Mänsklig aktivitet			
				Berg			
<b>Strandprofil (Naturlig). I</b>				<b>Modifierad/artificiell</b>			
Vertikal/eroderad				Rätad kanal			
Vertikal + sedimentation				Förstärkt strandsida (hela stranden)			
Brant (>45 grader)	E	E		Förstärkt strandsida (endast toppen)			
Ej brant (<45 grader)	E	E		Förstärkt strandsida (endast botten)			
Sammansatt				Igenfylld tvåstegs ravin			
				Boskapsmark ända in på vattendraget			
				Rätad			
				Förhöjd strandkant			
<b>Trädbevaxning. J</b>					Ingen	Finns	>33%
Ingen	X			Beskuggning		V	
Isolerade träd		X		Överhängande trädgrenar		V	
Trädbevaxning regelbunden				Exponerade rötter på stranden	V		
Återkommande trädpopulationer				Undervattensrötter	V		
Semi-skog				Nedfallna träd	V		
Skog				Nedfallet trädmaterial i fåran	V		
<b>Åns generella utseende. K</b>							
Vattenfall	Ingen	Finns	>33%	Stillastående bakvatten		V	
Kaskader	X			Exponerat berg	V		
Forsande	X			Exponerade stenar	V		
Fors-strömmande	X			Ö utan vegetation	V		
Strömmande		X		Ö med vegetation		V	
Flytande		X		Ö med komplex vegetation	V		
Lungflytande			X	Sidoutsrott utan vegetation	V		
Poler		X		Sidoutsrott med vegetation		V	
Gölar bildade vid sidan om fåran	X			Sedimentation av slam/dy		V	
				Sedimentation av sand	V		



<b>Åns morfometri. L</b>	Vänstra	Högra	Åfåran		<b>Speciella karaktärer. O</b>
Åkrön (m)	4	1	Max vattenbredd	4	Inga
Översvämningkant (m)	0.5	0.5	Vattnets bredd	1.5	Vattenfall>5m
			Djup	0.4	Sidokanaler
Bottenmaterialet är kompakt					Naturligt skapade dammar
Strömparti					Fallförna
<b>Artificiella föremål. M</b>					Artificiellt öppet vatten
Påverkningsgrad	Stor	Betydande	Liten		Naturligt öppet vatten
Damm					Fåran i anslutning till äng
Sluss/kvarnränna					Kärr
Kulvertar					Mosse
Broar			X		Alkärr
Artificiell byggnation i vattnet					Sumpmark
Grundad vattenfåra					Grundvattenutströmning
Avledning till vattendraget			X		Vassbevuxna kanter
Annat					Matta av mossvegetation
					Annat
					<b>Bevuxen mittfåra. P</b>
					<33%
					>33%
<b>Finns dammar/kablar</b>	Nej	>33% av strö	<33% av sträckan		<b>Dominanta veg typer. Q</b>
			X		Typha (Kaveldun)
<b>Nya påverkningar. N</b>					Phragmites (Vass)
Inget					Schoenoplectus (Säv)
Muddring					Carex (Starr)
Landhöjning					<b>Generella Karaktärer. R</b>
Vegetationsröjning			X		Torrt med lite vatten
Kalhuggning					Vägar tätt inpå ån
					Hela ån omgärdas av åkrar
					Naturligt meandrande med 10m buffert
					Många insekter t ex troll- och flicksländor

Förkortningar jämför River Habitat Survey (Raven m fl 1997)