
Svenskt Vatten

UTVECKLING

Rapport

Nr 2023-7

Förändring av BQI för bottenfauna vid utsläpp från avloppsreningsverk

Undersökning av lokal påverkan på bottenfauna vid nio
avloppsreningsverk längs Norrlandskusten

Per Holmlund

Cecilia Muntlin

Francisco Vasconcelos

Nils Edblom

Linnea Johannesson

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området.

Författarna är ensamt ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 16714 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 16751 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se

RAPPORTENS TITEL	Förändring av BQI för bottenfauna vid utsläpp från avloppsreningsverk. Undersökning av lokal påverkan på bottenfauna vid nio avloppsreningsverk längs Norrlandskusten
TITLE OF THE REPORT	Extent of change in benthic fauna (BQI) due to VA discharges. Investigation of local impact of benthic fauna at nine sewage treatment plants along the coast of Norrland
FÖRFATTARE	Per Holmlund, Cecilia Muntlin, Francisco Vasconcelos, Nils Edblom och Linnea Johannesson, WSP Sverige AB
RAPPORTNUMMER	2023-7
ANTAL SIDOR	37
SAMMANDRAG	Rapporten beskriver hur bottenfauna påverkas lokalt av utsläpp från nio olika avloppsreningsverk längs Norrlandskusten. Påverkan på bottenfaunan definieras som en förändring av indexet BQI. Studien beskriver hur BQI förändras med ökande avstånd från reningsverken, och vilka faktorer som är viktiga för att förklara påverkan på bottenfaunan. För fyra av de undersökta reningsverken ökade bottenfaunans status med ökande avstånd. För resterande fem reningsverk fanns ingen mätbar påverkan för kvalitetsfaktorn bottenfauna.
SUMMARY	The report describes how benthic fauna (BQI index) is affected locally at nine different sewage treatment plants along the coast of Norrland. The project aims to investigate how the impact changes with increasing distance and which factors are important to describe the impact on the benthic fauna community. The report can be used as a basis that clarifies the spatial extent of the impact from organic load.
SÖKORD	Bottenfauna, organisk belastning, recipient, egenkontroll, vattenförekomst, miljötillstånd
KEYWORDS	Benthic fauna, organic load, recipient, self-control, water body, environmental condition
MÅLGRUPPER	VA-organisationer, tjänstemän inom miljöområdet, tillsynsmyndigheter
RAPPORT	Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/
UTGIVNINGÅR	2023
UTGIVARE	©Svenskt Vatten AB
REFERENS	Holmlund P., Muntlin C., Vasconcelos F., Edblom N. och Johannesson L. (2023). Förändring av BQI för bottenfauna vid utsläpp från avloppsreningsverk. Undersökning av lokal påverkan på bottenfauna vid nio avloppsreningsverk längs Norrlandskusten. SVU-rapport 2023-7. Stockholm: Svenskt Vatten.

Om projektet

PROJEKTNUMMER	21-112
PROJEKTETS NAMN	Omfattning av förändring av bottenfauna (BQI) vid VA-utsläpp
PROJEKTETS FINANSIERING	Svenskt Vatten Utveckling och WSP Sverige AB

Förord

Biologisk påverkan på recipienter är en fråga som har blivit mer och mer aktuell och belyst inom VA-branschen, bland annat genom Vattendirektivet som kräver att varje verksamhetsutövare ska kunna beskriva sin påverkan på livet i vattnet. Mjukbottenlevande djur (bottenfauna) är lämpliga för att studera lokal biologisk påverkan. Vi i projektgruppen på WSP Sverige AB (Per Holmlund, Cecilia Muntlin, Francisco Vasconcelos, Nils Edblom och Linnea Johannesson) har arbetat med recipientkontroll och bottenfaunaprovtagning vid ett flertal avloppsreningsverk i Västernorrland och såg mervärdet av att genomföra denna studie där rumslig påverkan från nio avloppsreningsverk har undersökts i en samlad analys.

Arbetet har finansierats av Svenskt Vatten Utveckling och WSP Sverige AB samt av de VA-organisationer som har finansierat undersökningarna av bottenfauna som har legat till grund för hela projektet.

Projektet har genomförts med en referensgrupp bestående av:

- Malin Tuveesson, Sundsvall Vatten AB och Timrå Vatten AB
- Sten Lundgren, Miljö och Vatten i Örnsköldsvik AB
- Karolina Enström, Härnösand Energi & Miljö AB
- Peter Fahlén, Kramfors kommun
- Anders Sahlin, Länsstyrelsen Västernorrland

I projektgruppen har Mats Blomqvist, Hafok AB, medverkat. Mats har en forskningsbakgrund inom mjukbottenfauna. Vi vill rikta vårt varmaste tack till Mats för värdefulla inspel och engagemang. Vi vill också rikta ett stort tack till alla inblandade som medverkat och därigenom gjort detta projekt så bra som möjligt.

Författarna

Innehåll

Förord	2
Sammanfattning	4
Summary	5
1 Inledning	6
1.1 Syfte och frågeställningar	6
2 Bakgrund	8
2.1 Aktuella lagkrav för recipientkontroll av avloppsutsläpp	8
2.2 Faktorer som påverkar artsammansättningen i bottenfaunasamhället.....	8
2.3 Benthic Quality Index (BQI).....	9
3 Material och metod.....	11
3.1 Genomförda undersökningar och aktuella vattenförekomster	11
3.2 Metodik för databehandling.....	14
4 Resultat	16
4.1 Förändring av BQI med ökande avstånd.....	16
4.2 Vilka analyserade faktorer inverkar på resultatet?	18
4.3 Vid vilket avstånd förändras ett påverkat område till opåverkade förhållanden?	20
5 Diskussion	23
6 Slutsatser	26
Referenser	27
Bilaga A Resultat av Piecewise Structural Equation Model (Piecewise SEM)	30
Bilaga B Resultat av segmenterad regression (Piecewise regression) för att detektera brytpunkt.....	36

Sammanfattning

Rapporten beskriver hur bottenfauna påverkas lokalt av utsläpp från nio olika avloppsreningsverk längs Norrlandskusten.

Påverkan på bottenfaunan definieras som en förändring av indexet BQI. Studien beskriver hur BQI förändras med ökande avstånd från reningsverken, och vilka faktorer som är viktiga för att förklara påverkan på bottenfaunan. För fyra av de undersökta reningsverken ökade bottenfaunans status med ökande avstånd. För resterande fem reningsverk fanns ingen mätbar påverkan för kvalitetsfaktorn bottenfauna.

Varje verksamhetsutövare ska ha kunskap om sin lokala påverkan på omgivande ytvatten. Det är ett krav enligt miljöbalken sedan ramdirektivet för vatten har införlivats. Mjukbottenlevande djur är lämpliga organismer att studera eftersom de är stationära och oftast känsliga för belastning av organiskt material, metaller och miljögifter. Bottenfaunans tillstånd definieras av indexet BQI (Benthic Quality Index) som varierar mellan 0 (= döda bottenar) och cirka 15 (= hög status) i Bottenhavet. Värdet blir högt där faunan har många arter och individer, och där en stor andel av arterna är känsliga och därför typiska för opåverkade förhållanden. Värdet blir lågt på bottenar med färre arter och individer och där faunan mest består av tåliga arter.

Målet med studien var att identifiera, klargöra och kvantifiera den rumsliga omfattningen av påverkan på bottenfauna i vattenförekomster utanför avloppsreningsverk. Inom projektet undersöktes nio olika kustvattenförekomster i Västernorrland, från Örnsköldsvik i norr till Sundsvall i söder. Vid varje avloppsreningsverk togs prover i en gradient från nära utsläppspositionen och med gradvis ökande avstånd. Varje prov analyserades och indexberäknades till ett BQI-värde. Frågan var hur BQI förändras med ökande avstånd från ett utsläpp, vilka faktorer som inverkar på resultatet och vid vilket avstånd som ett påverkat område övergår till opåverkade förhållanden.

Resultaten visade att för fem av de nio områdena fanns det inga statistiskt säkerställda samband mellan avstånd och BQI, och BQI var på ungefär samma nivå nära utsläppen som på större avstånd. I fyra av områdena ökade BQI (= högre status) med ökande avstånd. I dessa områden krävdes det mellan 140 och 1 540 meter innan BQI motsvarade vattenförekomstens opåverkade tillstånd. Påverkan från utsläppen var i samtliga fall avgränsad till en del av vattenförekomsten. Effekten av utsläppen på BQI styrdes i huvudsak av förändringar i sedimenten (högre kväve- eller fosforhalter) och bottenfaunaarternas känslighetspoäng. Förändrade sediment innebär att vitmärkla med högt känslighetsvärde minskar medan havsborstmask och Östersjömussla med lägre känslighetsvärden ökar.

Studien visade att sambandet mellan avstånd och BQI inte var mätbart vid fem av nio avloppsreningsverk. Avsaknaden av det sambandet kan troligen förklaras av kombinationen av utsläppens storlek, utsläppsområdenas strömningsriktning och vattenhastighet. En viktig slutsats är att för att kunna beskriva ett avloppsreningsverks påverkan på miljöstatus krävs det att provtagningen har genomförts i ett tillräckligt stort antal positioner med olika avstånd från utsläppet. Det gäller i synnerhet om utsläppet är av mindre storlek eller recipienten har goda omblandningsförhållanden.

Summary

The report describes how benthic fauna (BQI index) is affected locally at nine different sewage treatment plants along the coast of Norrland. The project aims to investigate how the impact changes with increasing distance and which factors are important to describe the impact on the benthic fauna community. The report can be used as a basis that clarifies the spatial extent of the impact from organic load.

The incorporation of the EU's framework directive for water (2000/60/EC) with the subsidiary directive on environmental quality standards (2008/105/EC) in the environmental code call that environmental permit holders must have knowledge of their local impact on surrounding surface water. Soft-benthic animals are suitable and proven organisms to study in environmental monitoring as these animals are sensitive to loading of organic matter, metals, and environmental toxins. The aim of this study has been to identify, clarify and quantify the spatial extent of impacts on soft benthic fauna in water bodies where discharges from sewage treatment plants occur. The survey area has stretched from Örnsköldsvik in the north, via Bollstabruk, Härnösand and down to Sundsvall in the south. In total nine different coastal water bodies within Västernorrland where emissions from sewage treatment plants occur are included.

Organic load affects bottom fauna communities through, for example, number, biomass, or species composition. At each location for discharge samples were taken in a distance gradient from the discharge position. Each sample was analyzed and indexed to a BQI (Benthic Quality Index) value. Questions that the project has highlighted are how BQI changes with increasing distance from an emission, which factors influence the result and at what distance an affected area transitions to unaffected conditions.

The results showed that there is a spread in BQI at a certain distance from a sewage treatment plant and that there was no statistical relationship between distance and BQI when samples from the entire study area were analyzed together. For four of the study areas, no significant relationships were found between distance and BQI, and BQI was at about the same value near the discharges and at a greater distance. At five of the study areas there was an increasing BQI (higher status) with increasing distance. A relationship between distance and BQI could be expected at all sewage treatment plants based on previous studies done in the subject area, and the result indicated that there are factors that influence the result but are not captured by the analysis data.

In water bodies where there was a measurable connection between distance and BQI, a lowered status class was found closest to the discharge point, and it was required between 140 and 1 540 meters before the BQI corresponded to the state of the water body with no effect from the discharge. The spatial impact from the emissions was always limited to parts of the water body. The effect of the emissions on BQI was controlled by changes in the sediments (higher nitrogen or phosphorus levels) together with the sensitivity scores of the observed species.

The combination of the size of the discharges, the flow direction and water velocity of the discharge areas together with the precision of the surveys (the number of benthic fauna samples at each location) can explain the lack of relationship between distance from the discharge and change in BQI. An important observation from the study is that substantial number of positions with different distances from the discharge is needed to describe a sewage treatment plant's relationship to the waterbody's EQS (BQI) to enable quantifiable results of spatial impact. This applies particularly if the release is small, or the recipient has good mixing conditions.

1 Inledning

När miljöfarlig verksamhet, i detta fall avloppsreningsverk, med utsläpp till en ytvattenförekomst bedrivs tar verksamhetsutövaren i praktiken alltid en viss volym vatten eller bottenareal i anspråk där vattendirektivets kvalitetskrav inte alltid kommer att kunna uppnås, såvida inte utgående vatten renas till samma eller renare kvalitet än rådande förhållanden i recipienten. Sambandet mellan en belastningskällas storlek och graden av påverkan på miljöstatus är sällan linjär. När ett utsläpp sker till en vattenmassa sker först en initial utspädning nära utloppet (närzonen). Utspädningen styrs delvis av utsläppets initiala hastighet samt skillnaden i densitet mellan utsläppt vatten och omgivande vatten. I närzonen är det endast tyngre suspenderade partiklar som kan sedimentera på botten. Därefter sprids utsläppet i den så kallade fjärrzonen där recipientens förutsättningar bestämmer hastighet, riktning och sedimentationstakt.

Sveriges ytvatten är geografiskt indelade i vattenförekomster med fysikaliska, kemiska, hydromorfologiska och biologiska kvalitetskrav. De biologiska kvalitetsfaktorerna väger inom vattenförvaltningen tyngst för vilken ekologisk status en vattenförekomst bedöms ha. Då många av Sveriges vattenförekomster idag inte klarar att uppnå God ekologisk status enligt vattendirektivet får recipientundersökningar och statusklassningar, som ofta baseras på bristfälligt dataunderlag, stor betydelse vid tillsyn och prövning av miljöfarlig verksamhet. Denna betydelse har ökat över tid, i synnerhet med anledning av Weserdomen (mål C-461/13), som föranledde att icke-försämringskravet implementerades i miljöbalken (Havs- och vattenmyndigheten 2016a).

Mjukbottenlevande djur (bottenfauna) är lämpliga och beprövade organismer att studera för att undersöka antropogen påverkan, eftersom de är relativt stationära, ofta långlivade och känsliga för belastning av organiskt material, metaller och miljögifter (Pearson och Rosenberg 1978, Josefson et al. 2009, Raymond et al. 2021). Bottenfaunaundersökningar har historiskt dels syftat till att beskriva den indirekta effekten av ökade närsaltsutsläpp via det pelagiska systemet, dels den direkta effekten av en ökad organisk belastning i sedimenten kring utsläppspunkten (se till exempel Pearson och Rosenberg 1978). Den indirekta effekten kan beskrivas genom en ökad näringstillgång som ger ökad planktonproduktion och därigenom ökad sedimentation av organiskt material och eventuellt uppkomst av låga syrehalter vid botten (Cederwall och Elmgren 1990). I Bottenhavet är det dock inte så vanligt med låga syrehalter i bottenvattnet (Conley et al. 2011) men i takt med en ökande temperatur i kustnära områden kan detta problem öka (Breitburg et al. 2018). Rumsliga analyser av den direkta påverkan på bottenfauna (BQI) från enskilda punktkällor i enskilda vattenförekomster är inte så vanliga.

1.1 Syfte och frågeställningar

Projektets övergripande syfte är att bidra med kunskap för att identifiera, klargöra och kvantifiera den rumsliga omfattningen av påverkan på bottenfauna i vattenförekomster där utsläpp från avloppsreningsverk sker. Påverkan definieras inom projektet som en förändring av BQI, vilket är det index som beskriver status för kvalitetsfaktorn bottenfauna inom vattenförvaltningen. Grunden för projektet är undersökningar från nio olika kustvattenförekomster som belastas med utsläpp från avloppsreningsverk.

Nyttan med projektet är att VA-kollektivet ska få ett underlag som klargör rumslig omfattning av påverkan från avloppsreningsverk (med vanligt förekommande storlek) i en vattenförekomst. Baserat på att undersökningarna utförs i nio vattenförekomster är förhoppningen att resultatet kommer att ge kunskap om hur bottenfaunasamhället

och BQI påverkas av VA-utsläpp inte bara vid dessa anläggningar, utan generellt vid VA-utsläpp av liknande storlek.

Målet med projektet är att kunna besvara följande frågeställningar:

- Hur förändras BQI med ökande avstånd från ett VA-utsläpp inom en vattenförekomst?
- Vilka faktorer, inkl. belastning av organiskt material, inverkar på resultatet?
- Vid vilket avstånd från belastningskällan övergår ett i vattenförekomsten påverkat område (förändrat BQI) till att uppvisa opåverkade förhållanden?

Att ha kunskap om biologisk påverkan kan i framtiden förmodas bli än mer viktigt för att kunna göra relevanta prioriteringar av framtida reningsbehov, av till exempel kväve, mikroplaster och läkemedelssubstanser.

2 Bakgrund

2.1 Aktuella lagkrav för recipientkontroll av avloppsutsläpp

I och med införlivandet av EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG) med dotterdirektivet om miljökvalitetsnormer (2008/105/EG) i miljöbalken, behöver miljöfarliga verksamheter ha mer kunskap om sin lokala påverkan på omgivande ytvatten. Utöver krav på anläggningarnas tekniska utformning och prestanda, som ställs genom EU:s avloppsdirektiv (91/271/EEG), ställs även krav på att ytvatten som mottar utsläpp (recipient) ska uppnå en beslutad miljöstatus utifrån en fastlagd miljökvalitetsnorm.

Recipientkontroll innebär övervakning av miljöförhållanden i ett påverkat område (Naturvårdsverket 2020). Undersökningsplikten bör aldrig gå så långt att den får karaktären av forskning, och ett recipientkontrollprogram utformning ska ha en tydlig koppling till verksamheten (Havs- och vattenmyndigheten 2018). En verksamhet ska alltså i första hand anpassa egenkontrollen efter verksamhetens art och möjliga påverkan på människors hälsa eller på miljön, inte efter verksamhetens omfattning (NFS 2001:2).

Med anledning av Weserdomen började svenska domstolar tillämpa icke-försämringskravet i samband med tillståndsprövningar. Sedan den 1 januari 2019 har icke-försämringskravet implementerats i miljöbalken utöver den skrivning som redan finns i vattenförvaltningsförordningen. Enligt 5 kap. 4 § miljöbalken får:

”En myndighet eller en kommun [...] inte tillåta att en verksamhet eller en åtgärd påbörjas eller ändras om detta, trots åtgärder för att minska föroreningar eller störningar från andra verksamheter, ger upphov till en sådan ökad förorening eller störning som innebär att vattenmiljön försämras på ett otillåtet sätt eller som har sådan betydelse att det äventyrar möjligheten att uppnå den status eller potential som vattnet ska ha enligt en miljökvalitetsnorm. Vid prövning för ett nytt tillstånd och vid omprövning av tillstånd ska de bestämmelser och villkor beslutas som behövs för att verksamheten inte ska medföra en sådan försämring eller ett sådant äventyr.”

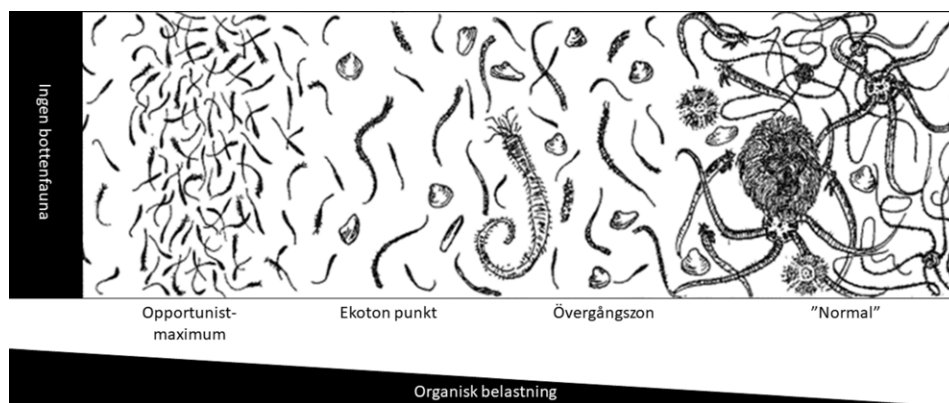
Föreskriften om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25) blir därför viktig att relatera till i samband med egenkontroll och tillsyn och prövning av verksamheter med utsläpp till ytvatten.

2.2 Faktorer som påverkar artsammansättningen i bottenfaunasamhället

Makrofauna definieras som de djur som vid sällning av bottenprov hålls kvar i ett såll med 1×1 mm maskvidd. Det handlar ofta om olika kräftdjur, insektslarver, maskar, snäckor och musslor. Vissa av djuren är helt bottenlevande, medan andra tillbringar delar av sin livscykel där. Bottenfaunan hjälper till att bryta ner organiskt material som lägger sig på botten och är en viktig föda för andra artgrupper, exempelvis fisk.

Bottenlevande arter är olika känsliga för till exempel syrebrist och belastning av organiskt material, metaller och miljögifter. Artsammansättningen kan vara ett mått på hur ekosystemet mår, till exempel om det är övergött eller utsatt för någon påverkan. Viktiga faktorer som styr strukturen i ett bottenfaunasamhälle är bottensubstrat, sedimentets organiska innehåll, djup, salinitet, bottenvattnets syrgasförhållanden och exponeringsgrad. Vikar utgör en särskilt svårbedömd miljö då bottenfaunans sammansättning påverkas både av den primära miljögradienten (älvpåverkan, omsättningstid osv) och föroreningsgradienten (Leppäkoski 1975).

Det är allmänt känt att organisk belastning påverkar bottenfaunasamhällen, till exempel antal individer, biomassa eller artsammansättning. Tillsammans med organisk belastning förekommer ofta belastning i form av miljögifter och att helt särskilja konsekvenserna av de olika belastningstyperna är svårt (Pearson och Rosenberg 1978). I förorenade eller belastade områden gynnas de arter som kan hantera den största variationen av förhållanden. De känsliga arterna ersätts av de tåligaste arterna som finns naturligt inom området, snarare än att nya arter etablerar sig (Leppäkoski 1975). Förskjutningen i artsammansättning i ett bottenfaunasamhälle kan beskrivas genom illustrationen i Figur 2.1. Längst till vänster i figuren är den organiska belastningen så stor att inga arter kan överleva. Precis utanför den azoiska zonen (utan liv) finns ett opportunist-maximum där opportunister återfinns i stora antal. Vid den ekotona punkten finns få arter, men med en stabil diversitet. Vid övergångszonen mellan den ekotona punkten och normala förhållanden ökar diversiteten.



Figur 2.1

Förskjutning i artsammansättning i ett bottenfaunasamhälle beroende på organisk belastning (figur modifierad från Pearson och Rosenberg 1978).

Flera arter av bottenfauna kan migrera för att undvika fysiologisk stress vid förhållanden som inte är optimala. Den tidigare faunan ersätts så småningom av arter med större tolerans för de fysikalisk-kemiska tillstånd som råder. Mängden arter minskar kontinuerligt längs med en stressgradient och slutligen tål inga arter tillståndet och ett azoiskt tillstånd (utan liv) har nåtts (Rumohr et al. 1996). Under de mest stränga förhållandena skapade av syreförbrukande föroreningar kan endast ett fåtal mycket hårdiga arter leva just utanför den azoiska zonen. Uppträdandet av låg-diversa bottenfaunasamhällen kan därför förklara teorin om miljöstabilitet (Sanders 1968): ju stabilare miljöförhållanden, ju fler arter närvarar (Leppäkoski 1975).

2.3 Benthic Quality Index (BQI)

Bottenfauna är en biologisk kvalitetsfaktor inom vattenförvaltningen och statusen bestäms utifrån indexet BQI (*Benthic Quality Index*) som används för bedömning av ekologisk status (Havs- och vattenmyndigheten 2019 och 2020). Indexet baseras på tre parametrar: artsammansättning, antal arter och antal individer. Indexet varierar mellan 0 (döda botten) och ca 15 i Bottenhavet (hög status). Bottenfaunan ska identifieras till lägsta möjliga taxonomiska nivå och komma från prov som tagits med huggare (0,1 m²) och sällats genom säll med 1 mm maskvidd. Varje art har olika känslighetsvärden som varierar beroende av hur känslig arten är för förändringar eller störningar (ju högre poäng desto känsligare art).

Indexet beräknas med hjälp av formeln:

$$BQI_m = \left[\sum_{i=1}^{S_{klassade}} \left(\frac{N_i}{N_{tot.klass.}} * känslighet_i \right) \right] * \log_{10}(S + 1) * \left(\frac{N_{tot}}{N_{tot} + 5} \right)$$

I formeln ingår parametrarna: S = totalt antal arter, $S_{klassade}$ = antal känslighetsklassade arter, N_{tot} = totalt antal individer per 0,1 m², $N_{totklassade}$ = totalt antal känslighetsklassade individer, N_i = antal individer av art i (Havs- och Vattenmyndigheten 2019). Resultatet översätts till en statusklass baserat på klassgränser enligt HVMFS 2019:25 (se exempel i Tabell 2.1). Klassgränserna är beroende av var längs kusten (typområde) som proverna är tagna. I Tabell 2.2 visas ett urval av bottenfaunataxa och respektive arts känslighetsvärden för ostkusten.

Tabell 2.1

Exempel på klassgränser för klassificering av status för kvalitetsfaktorn bottenfauna enligt HVMFS 2019:25. Numrering av typer enligt typindelning av Sveriges kustvatten i föreskrift NFS 2006:1. Tabellen visar typområde 18 Norra Bottenhavet, Höga kustens inre kustvatten.

Bassäng	Typområde	Djupstrata	Hög	God	Måttlig	Otillfredsställande	Dålig
Bottniska viken	18	>5 m	>10	<10 >4	<4 >2,7	<2,7 >1,8	<1,8

Art (Vetenskapligt namn)	Svenskt namn	Känslighetsvärde Ostkusten
<i>Chironomidae</i>	Fjädermyggor	1
<i>Corophium volutator</i>	Slammärsla	10
<i>Gammarus sp</i>	Saknas	10
<i>Gammarus zaddachi</i>	Saknas	10
<i>Hydrobiidae</i>	Tusensnäckor	5
<i>Macoma balthica</i>	Östersjömussla	5
<i>Marenzelleria sp</i>	Havsborstmask	5
<i>Monoporeia affinis</i>	Vitmärsla	15
<i>Nemertea</i>	Slemmaskar	10
<i>Oligochaeta</i>	Fåborstmaskar	1
<i>Saduria entomon</i>	Ishavsgråsugga/skorv	10

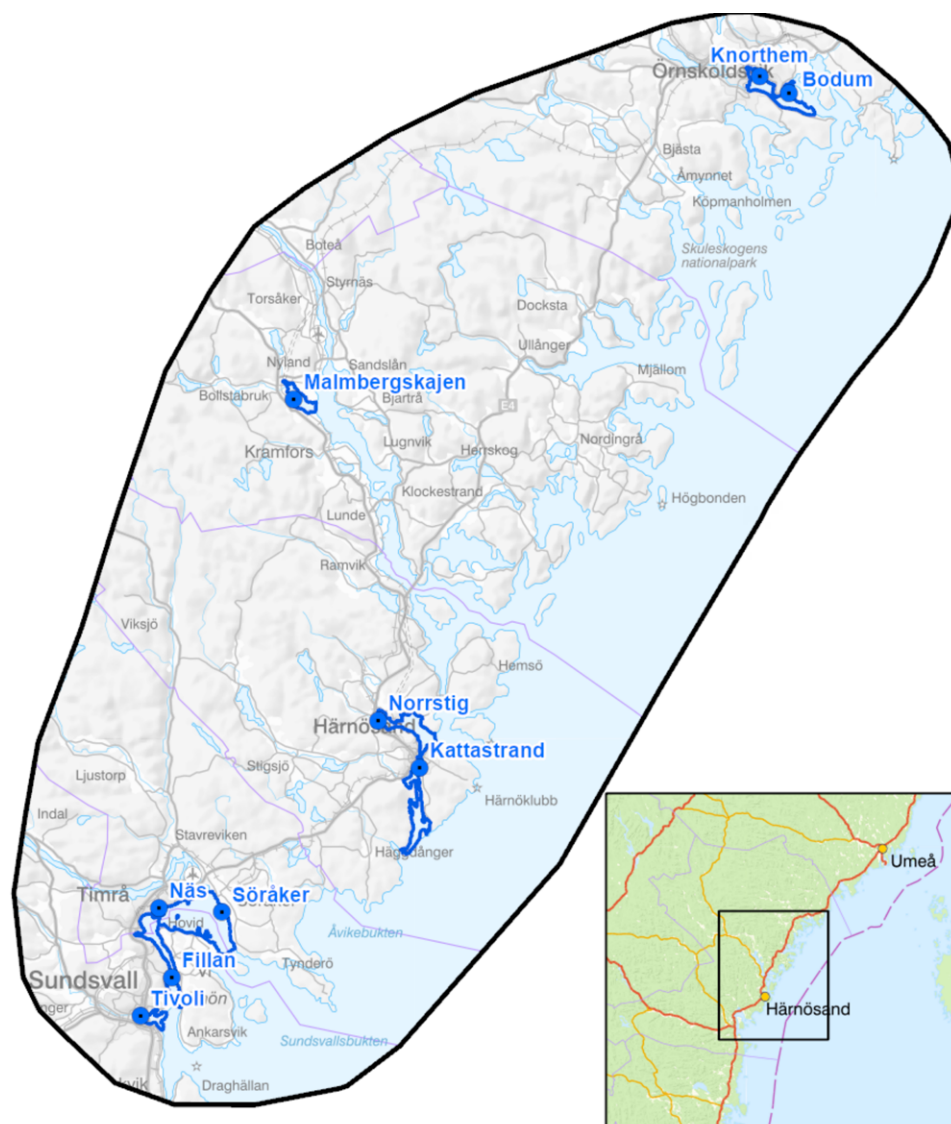
Tabell 2.2

Känslighetsvärden för ett urval av bottenfaunataxa för ostkusten enligt HVMFS 2019:25. Svenskt namn enligt Dyntaxa – svensk taxonomisk databas (SLU 2022).

3 Material och metod

3.1 Genomförda undersökningar och aktuella vattenförekomster

Undersökningarna av bottenfauna har genomförts vid nio olika avloppsreningsverk inom Västernorrlands län, samtliga mynnande till Bottenhavet. Undersökningsområdena finns från Örnsköldsviks fjärden i norr, via Malmbergskajen vid Bollstabruk, Härnösand och ner till Sundsvallsfjärden i söder (se placering i Figur 3.1). Den dimensionerande storleken på avloppsreningsverken varierar mellan ca 2 500 personekvivalenter (PE) och ca 85 000 PE (Tabell 3.1). Samtliga avloppsreningsverk har mekanisk, kemisk och biologisk rening.

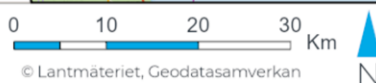


Figur 3.1

Undersökningsområdena finns från Örnsköldsviks fjärden i norr, via Bollstabruk, Härnösand och ner till Sundsvallsfjärden i söder.

ÖVERSIKTSKARTA

- Avloppsreningsverk
- Vattenförekomster



Svenskt Vatten

Reningsverk	VA-huvudman	Dimensionerad PE	Anslutna PE	Utsläpp (medel/år)	Utsläpps-djup (m)
Malmbergskajen	Kramfors kommun	5 000	1 900	BOD 3,7 ton N-tot 4,2 ton P-tot 0,33 ton	7
Kattastrand	Härnösand Energi & Miljö AB	26 000	20 650	BOD 37 ton N-tot 69,1 ton P-tot 0,52 ton	12
Norrstig	Härnösand Energi & Miljö AB	2 500	1 339	BOD 2,3 ton N-tot 5,4 ton P-tot 0,08 ton	11
Bodum	Miljö och Vatten i Örnköldsvik AB	30 000	15 974	BOD 17 ton N-tot 50 ton P-tot 0,55 ton	18
Knorthem	Miljö och Vatten i Örnköldsvik AB	20 000	9 888	BOD 11 ton N-tot 51 ton P-tot 0,35 ton	20
Söråker	Timrå Vatten AB	3 000	2 200	BOD 4,7 ton N-tot 6,1 ton P-tot 0,15 ton	10
Näs	Timrå Vatten AB	14 000	10 600	BOD 17 ton N-tot 29 ton P-tot 0,44 ton	10
Fillan	Sundsvall Vatten AB	30 000	18 500	BOD 30 ton N-tot 86 ton P-tot 1,1 ton	10
Tivoli	Sundsvall Vatten AB	85 000	50 000	BOD 84 ton N-tot 216 ton P-tot 3,3 ton	7,8

Tabell 3.1

Undersökta avloppsreningsverk där provtagning har genomförts enligt beskriven metodik under åren 2019–2021. Utsläpp/år avser medelvärde för åren 2019 till 2021.

Vid varje avloppsreningsverk har prover tagits i en gradient från nära utsläppspositionen och med ökande avstånd. Prover från nära utsläppen benämns ”behandling” och ligger inom närområdet till varje utsläppskälla. Det har även tagits prover inom opåverkade områden i samma vattenförekomst, men med likvärdiga förhållanden, och dessa prover benämns ”kontroll”. Vid varje avloppsreningsverk har ett varierande antal prover tagits och dataunderlaget varierar mellan som minst 12 prover och som mest 30 prover.

För att resultatet från stationerna ska vara relevant och statistiskt jämförbart är det viktigt att opåverkade och potentiellt påverkade områden i grunden är jämförbara, dvs att de ursprungligen liknar varandra och att faktorer som kan påverka sammansättningen av bottenfaunasamhället i så stor grad som möjligt är lika. Bottenfaunans artsammansättning påverkas av både regionala och lokala omvärldsfaktorer. I Östersjön bestämmer salthalten organismers utbredning på regional nivå, medan substrattyp och djup är de viktigaste faktorerna på lokal nivå (Gogina och Zettler 2010). Inom ett mindre område utan större skillnader i regionala omvärldsfaktorer förväntas liknande samhällen när substrattyp och djup är desamma. Resultat som skiljer sig från övriga stationer kan därför tyda på någon typ av störning. Inför provtagningarna genomfördes en GIS-analys för utplacering av provpunkter. GIS-analysen baserades på underlagsinformation såsom bottensubstrat, djup, salinitet och exponeringsgrad, placering av tidigare provpunkter samt lokalisering av utsläpp (djup och koordinat) och det potentiella påverkansområdet från respektive utsläpp.

I Tabell 3.2 presenteras samtliga vattenförekomster som avloppsreningsverken har sina utsläpp till. Det kan konstateras att vattenvolymer varierar mellan som minst 0,04

km³ för Sundsvallsfjärden till som mest 0,59 km³ för Klingerfjärden. Omsättningstiden varierar från 5–6 dagar för Sundsvallsfjärden och Södra sundet till som mest 64 dagar för Örnsköldsviksfjärden. Den omsättningstid som presenteras avser det vattendjup/skikt där majoriteten av bottenfaunaproverna är tagna inom respektive vattenförekomst. Salthalten är relativt stabil och likartad för samtliga vattenförekomster (ca 4,5 till 4,9 PSU), med undantag för Bollstafjärden. För Bollstafjärden ses en variabel haloklin (skiktning i salthalt) vid 5 till 15 meters djup. Salthalten på ca 13 meters djup varierar mellan nära 0 och nära 5 enligt mätningar vid de djup där bottenfaunaundersökningar har genomförts.

Tabell 3.2

Översikt över vattenförekomster som ingått i undersökningarna och dess egenskaper. Källa för area, volym, omsättningstid, maxdjup och salthalt: Kustzonsmodellen (SMHI 2022).

ARV	Vattenförekomst	Area (km ²)	Volym (km ³)	Omsättningstid (d)	Maxdjup (m)	Provdjup medel (m)	Salinitet (PSU)
Knorthem	Örnsköldsviksfjärden	4,92	0,08	64,3	29	20,5	4,89
Bodum	Dekarsöfjärden	5,57	0,08	14,8	36	17,7	4,92
Malmbergskajen	Bollstafjärden	4,53	0,11	29,0	52	13,2	2,41*
Norrstig	Älandsfjärden	10,19	0,22	13,3	59	11,5	4,83
Kattastrand	Södra Sundet	9,20	0,18	6,2	60	13,2	4,83
Söråker	Klingerfjärden	28,95	0,59	26,0	58	10,1	4,78
Näs	Klingerfjärden	28,95	0,59	26,0	58	10,6	4,78
Fillan	Alnölandet	10,94	0,21	18,3	39	12,8	4,77
Tivoli	Sundsvallsfjärden	3,02	0,04	5,5	24	9,5	4,52

Metodiken för provtagningarna har i största möjliga mån följt den metodbeskrivning som presenteras i undersökningstypen för mjukbottenlevande makrofauna (Havs- och vattenmyndigheten 2016b). Provtagningen har gjorts i maj och/eller juni, med en van Veen-huggare som provtar 0,1m² bottenyta, och provet har sållats genom ett såll med 1 mm maskvidd. Djuren konserverades med etanol och på laboratorium bestämdes antal arter, individer samt biomassa per art (i Figur 3.2 visas arbetsmomenten översiktligt).



Figur 3.2

Fotona beskriver översiktligt arbetsmomenten vid bottenfaunaprovtagning: provtagning med van Veen-huggare (övre vänster), sediment innan sållning och uttag av sedimentprov (övre höger), sållat material (nedre raden).

Vid samma tillfällen och stationer provtogs sedimenten och dessa analyserades på innehåll av fosfor, kväve, glödförlust och torrsubstans. Glödförlust (LOI, *loss of ignition*) beskriver förlusten av organiskt material vid upphettning av ett prov till 550 °C. Torrsubstans (TS) beskriver skillnaden i massa för ett prov som har torkats i ugn vid 105 °C.

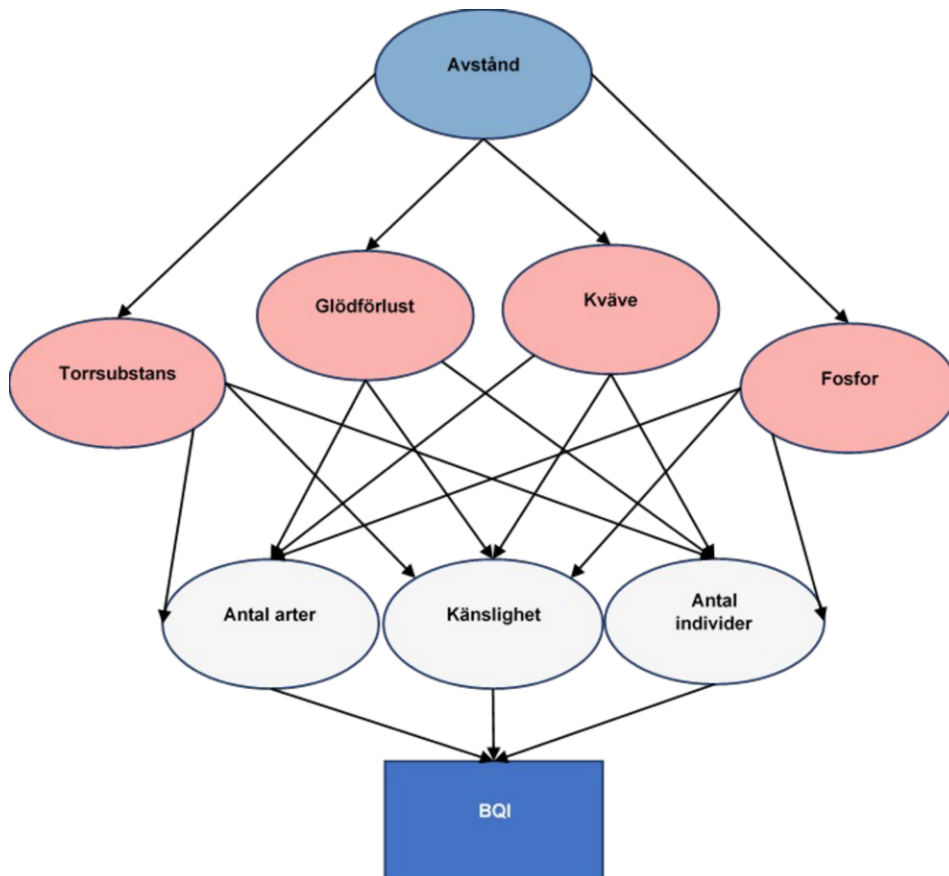
3.2 Metodik för databehandling

Dataanalysen har gjorts i ett flertal steg för att hitta de faktorer som till störst del påverkar resultatet och responsen i recipienten. Analysen inleddes med att sammanställa och gå igenom samtliga bottenfauna- och sedimentdata som samlats in. För att skapa ett enhetligt dataset exkluderades data där exempelvis sedimentegenskaperna skiljde sig mycket från övriga stationer – till exempel prover som enbart bestod av träfibrer och/eller fibersediment eller med extrema näringshalter. Salinitet och djup visade inga nämnvärda skillnader mellan stationer inom samma vattenförekomst, vilket är viktigt för att exkludera variabilitet från dessa variabler. Analyserade faktorer som kan påverka BQI och som ingick i dataanalysen var därmed: avstånd (m) från utsläppet, torrsubstans, glödförlust, kväve och fosfor i sedimenten, antal arter och antal individer i varje prov samt känslighetsindex för varje art. Faktorer styrda av morfometriska förhållanden i respektive vattenförekomst, såsom exempelvis vattenomsättning, vattenhastigheter och strömningsriktning, exkluderades för att noggrannheten på data var för låg från tillgängliga källor. Belastningskällans storlek (antal pe) har inte heller beaktats i analysen.

För varje avloppsreningsverk utfördes linjär regression för att undersöka sambandet mellan avstånd från utsläppspunkten och BQI. Vid avloppsreningsverken Kattastrand, Knorthem, Malmbergskajen, Norrstig och Tivoli visade resultatet icke-linjära relationer, och där logaritmttransformerades data för att linjärisera dem.

Avstånd från utsläppspositionen är en förklaringsvariabel som korrelerar med faktorer i sedimenten, till exempel mängden organiskt material och näringsämnen (kväve och fosfor), som i sin tur kan påverka de ingående parametrarna i BQI. För att utforska hur avstånd kan påverka BQI, användes metoden *Piecewise structural equation modeling*

(*Piecewise SEM*, se exempelvis Lefcheck 2016 för ytterligare beskrivning) med programvaran R. Metoden gör att det går att hantera denna komplexitet och särskilja direkta och indirekta effekter på BQI. Metoden kan enkelt förklarar identifiera de signifikanta "vägar" genom vilka avståndet påverkar BQI. Relationen mellan variablerna kan vara linjär men i och med att detta inte stämmer för data från alla avloppsreningsverk så logaritmttransformerades all data som visade icke-linjära relationer. I Figur 3.3 visas samtliga variabler som finns med i analysen och alla inbördes relationer mellan två olika variabler. I modellen för *Piecewise SEM* definieras de tre faktorerna antal arter, känslighetsindex och antal individer matematiskt. Antal arter är definierat som $\log_{10}(S + 1)$, känslighet som $\sum_{i=1}^{S_{klassade}} \left(\frac{N_i}{N_{tot\ klass}} * känslighet_i \right)$ och antal individer som $\frac{N_{tot}}{N_{tot+5}}$.



Figur 3.3

Diagram som visar sambanden mellan de variabler som har analyserats vid bottenfauna- och sedimentundersökningarna vid varje avloppsreningsverk. Pilarna visar riktningen av relationer mellan två variabler (från prediktorer till svarsvariabel).

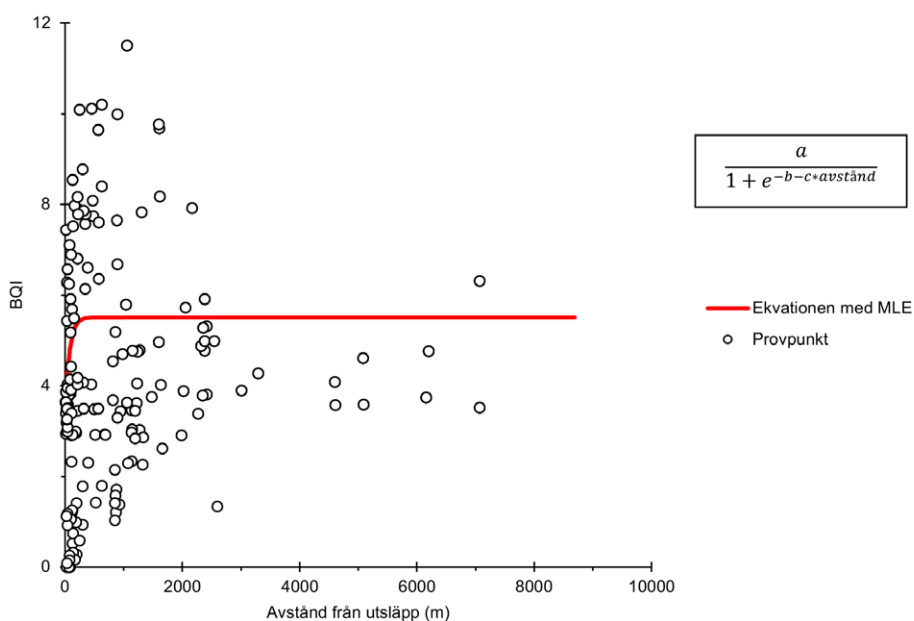
Från modellen fås standardiserade koefficienter som visar hur starka sambanden är. Det är viktigt att undersöka hur starka de olika sambanden är inom modellens ramar. För att beskriva styrka och riktning av en "väg" multipliceras koefficienterna som finns längs "vägen". Exempelvis, om vägen (± 1) *Avstånd* \rightarrow (± 2) *Torrsubstans* \rightarrow (± 3) *Antal arter* \rightarrow *BQI* är signifikant multipliceras koefficienterna i länken (± 1) x länken (± 2) x länken (± 3) . Om vägen är positiv har relationen en ökande trend medan negativt har en minskande trend. Det är möjligt att olika variabler korrelerar och dessa korrelationer inkluderas i analysen för att korrigera för detta. Det förväntas till exempel att mängden organiskt material och näringsämnen korrelerar.

För att undersöka vid vilket avstånd som ett påverkat område övergår till att uppvisa opåverkade förhållanden och således detektera brytpunkten i relationen mellan BQI och avstånd från utsläpp utfördes en *Piecewise regression* (Toms och Lesperance 2003). Den gjordes med paketet *segmented* i programmet R (Muggeo 2022) där konfidensintervallet för brytpunkten uppskattades med "score method" (Muggeo 2017).

4 Resultat

4.1 Förändring av BQI med ökande avstånd

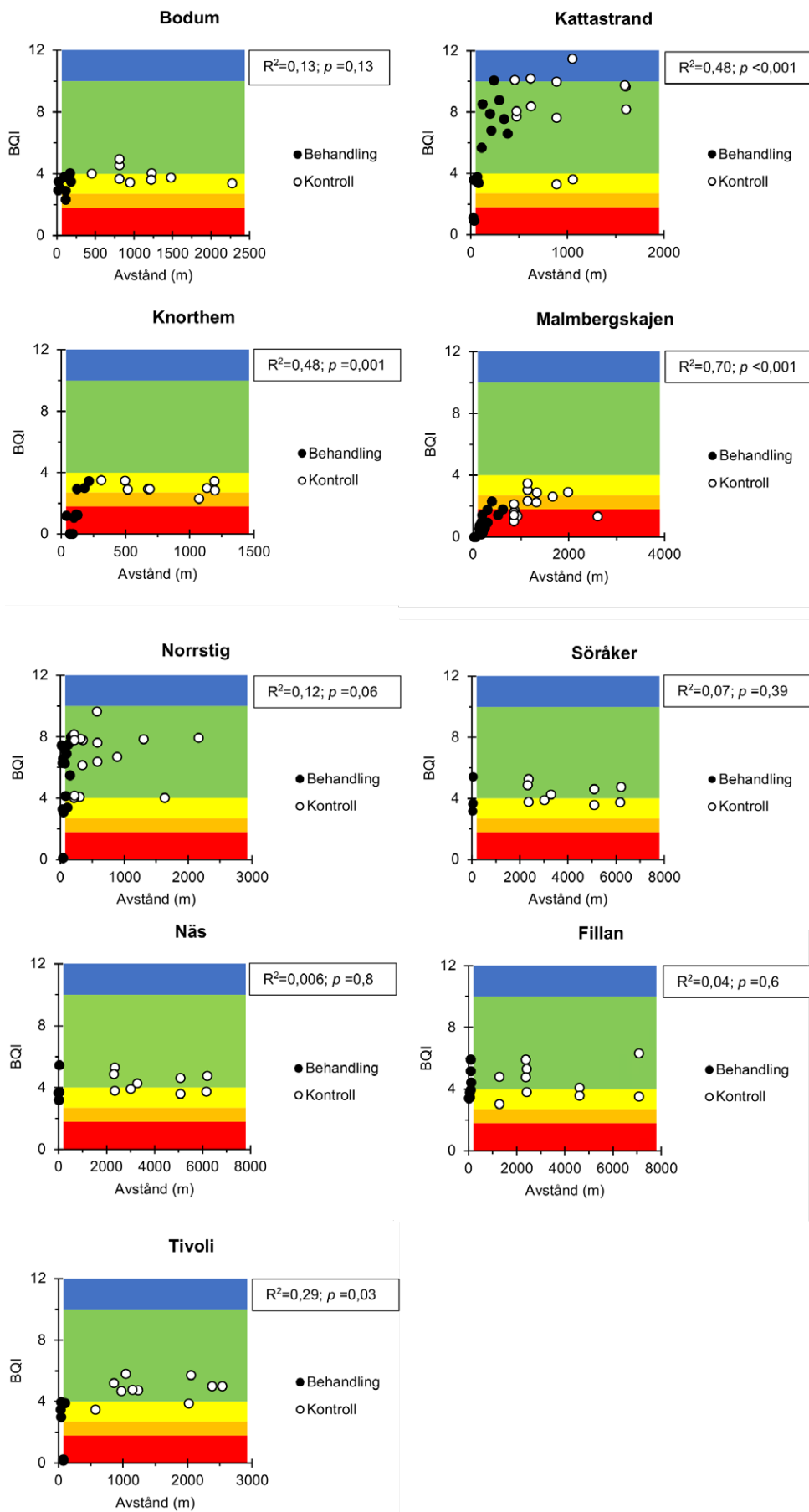
Analysen av samband mellan avstånd från utsläppspunkten och BQI för alla reningsverk visar att BQI korrelerar icke-linjärt med avstånd (Figur 4.1). Generellt gäller att på ett specifikt avstånd från utsläppspunkten finns en stor spridning i BQI. Prover från olika avloppsreningsverk visar inte på samma generella relationer och därför analyserades proverna från varje avloppsreningsverk individuellt med linjär regression (Figur 4.2).



Figur 4.1

Icke-linjär relation mellan avstånd från utsläpp och bottenfaunaindex (BQI). Figuren visar all data från 2019–2021. Röd linje är ekvationen som genereras med en icke-linjär funktion där parametrar bestäms av maximal sannolikhetssuppskattning (MLE): $a = 5,51$, $b = 0,67$ och $c = 0,015$.

I Figur 4.2 presenteras BQI för varje prov vid samtliga avloppsreningsverk i förhållande till avstånd från utsläppspunkten. Resultatet visar att det inte finns en statistiskt signifikant relation mellan avstånd och BQI ($p > 0,05$) för samtliga avloppsreningsverk, alltså att BQI inte blir högre på ett längre avstånd från utsläppet. För avloppsreningsverken Bodum, Söråker, Näs och Fillan är BQI på ungefär samma nivå både vid utsläppen likväl som längre ifrån vid kontrollstationerna. Avloppsreningsverken Kattastrand, Knorthem, Malmbergskajen, Norrstig och Tivoli visar på icke-linjära relationer. För samtliga dessa, utom Norrstig, är sambanden signifikanta ($p < 0,05$). Det betyder att BQI ökar med ett ökat avstånd från utsläppen.



Figur 4.2

Relationer mellan avstånd och BQI för varje avloppsreningsverk. Varje figur visar R^2 och p -värdet (signifikansnivå $\alpha = 0,05$) för den linjära regressionsanalysen. För de fall där förhållandet är icke-linjärt logaritm-transformerades data före analys. I figurerna visas rådata, d.v.s. data utan transformation. Figurernas bakgrund visar status för BQI enligt HVMFS 2019:25 och enligt typindelning i HVMFS 2017:20. Röd = dålig, orange = otillfredsställande, gul = måttlig, grön = god, blå = hög.

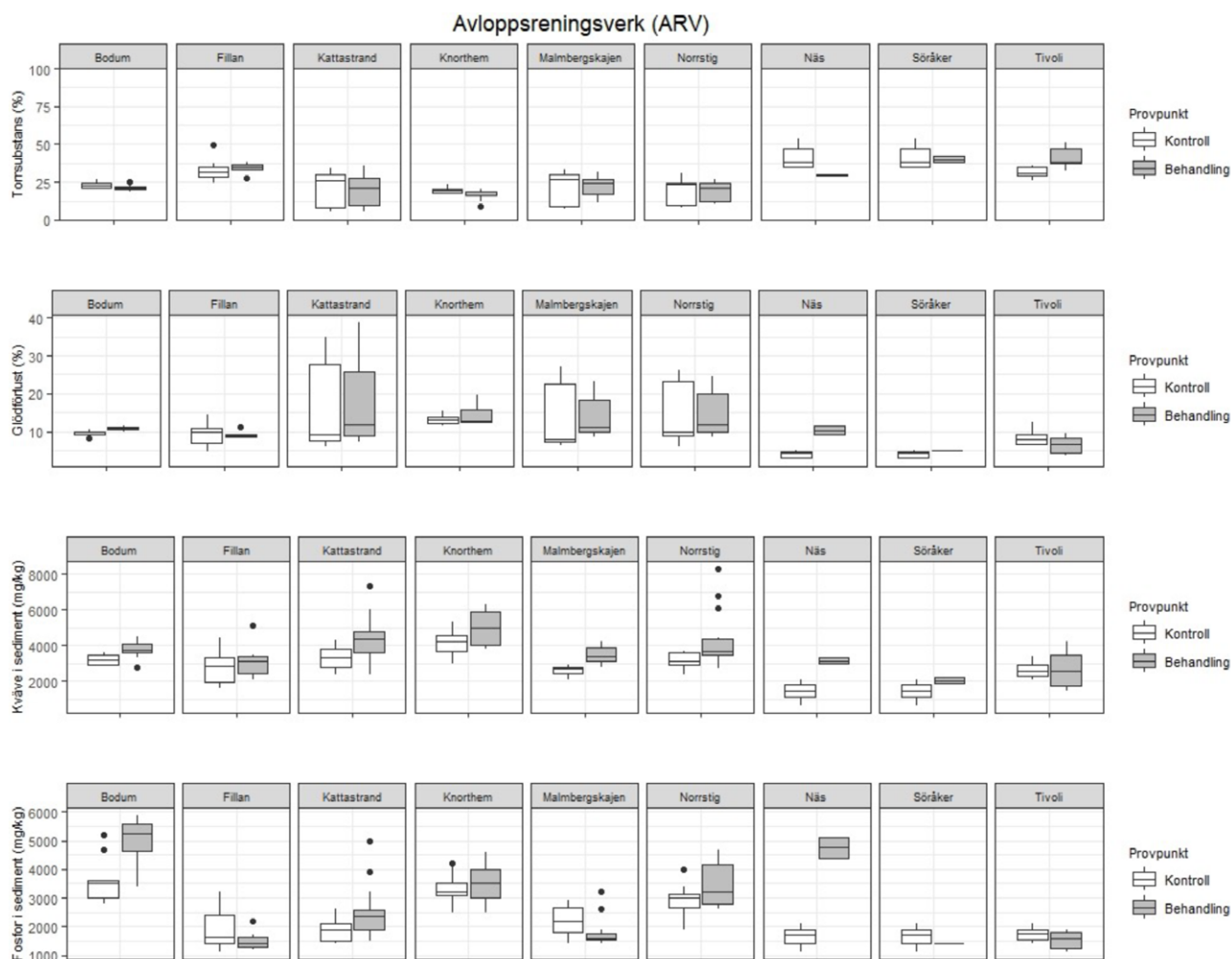
4.2 Vilka analyserade faktorer inverkar på resultatet?

I Figur 4.3 sammanfattas resultaten från samtliga sedimentanalyser för varje avloppsreningsverk. Fosfor- och kvävehalten varierar men visar för flertalet av vattenförekomsterna på högre halter i prover närmare reningsverken ("behandling"). Fosforhalterna varierar mellan ca 1 500 och 6 000 mg/kg torrsbstans. Kvävehalterna varierar mellan ca 2 000 och 5 000 mg/kg torrsbstans. Det är främst för proverna närmare utsläppen som det finns en större variation och "outliers" där proverna visar på ännu högre halter av fosfor och kväve.

För glödförlusten ses en större skillnad mellan olika vattenförekomster. För prover tagna vid Bodum, Fillan, Näs, Söråker och Tivoli består sedimenten av ca 5–10 % organiskt material. För prover tagna vid Knorthem består sedimenten av ca 12–20 % organiskt material. Proverna vid Kattastrand, Malmbergskajen och Norrstig uppvisar en betydligt större variation, både för prover närmare och längre ifrån utsläppen, och glödförlusten varierar mellan ca 10 och 40 %. Även när det gäller torrsbstans är det vid Kattastrand, Malmbergskajen och Norrstig som den största variationen ses, om än inte lika stor som för glödförlusten. Torrsbstansen varierar generellt mellan ca 10 och 50 %.

Figur 4.3

Resultat från sedimentanalyser av fosfor, kväve, glödförlust och torrsbstans för samtliga analyserade prover. I figuren har följande extremvärden uteslutits för: torrsbstans 98,3 % för Näs och Söråker; glödförlust 37,9 % för Knorthem; kväve 18 000 mg/kg TS för Malmbergskajen och 13 000 samt 23 000 mg/kg TS för Knorthem; fosfor 15 000 mg/kg TS för Knorthem.



För att förstå hur avstånd påverkar bottenfaunasamhället och därigenom BQI, genom faktorer i sedimenten, diskuteras resultat från Kattastrand avloppsreningsverk som exempel. Resultaten för övriga avloppsreningsverk där det finns ett signifikant samband

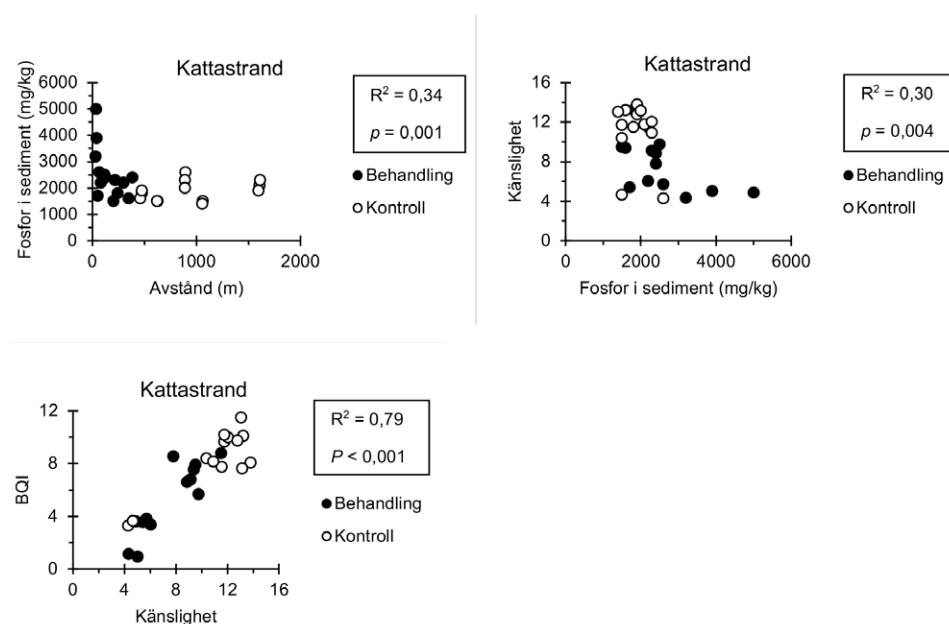
(Knorthem, Malmbergskajen och Tivoli) presenteras i Tabell 4.1 och Bilaga 1. I Tabell 4.1 beskriver termen "Uppskattning" hur mycket en enhet av prediktorn som förklarar förändring i responsen, där ett högre värde innebär större förändring och +/- riktningen av förändringen.

Avloppsreningsverk	Samband (prediktor -> respons)	Uppskattning	p-värde
Kattastrand	Avstånd -> Fosfor	-0,14	0,001
	Fosfor -> Känslighet	-1,05	0,01
	Känslighet -> BQI	0,95	<0,0001
Knorthem	Avstånd -> Torrsubstans	0,11	0,07
	Torrsubstans -> Antal arter	1,35	0,005
	Antal arter -> BQI	1,48	<0,0001
Malmbergskajen	Avstånd -> Kväve	-0,21	0,0003
	Kväve -> Känslighet	-1,37	0,0005
	Känslighet -> BQI	0,67	<0,0001
Tivoli	Avstånd -> Torrsubstans	-0,09	0,0002
	Torrsubstans -> Antal individer	-0,65	0,005
	Antal individer -> BQI	2,13	<0,0001

Tabell 4.1

Tabellen visar de starkaste sambanden för faktorer som påverkar BQI direkt och indirekt vid varje avloppsreningsverk. P-värde <0,05 innebär ett signifikant samband.

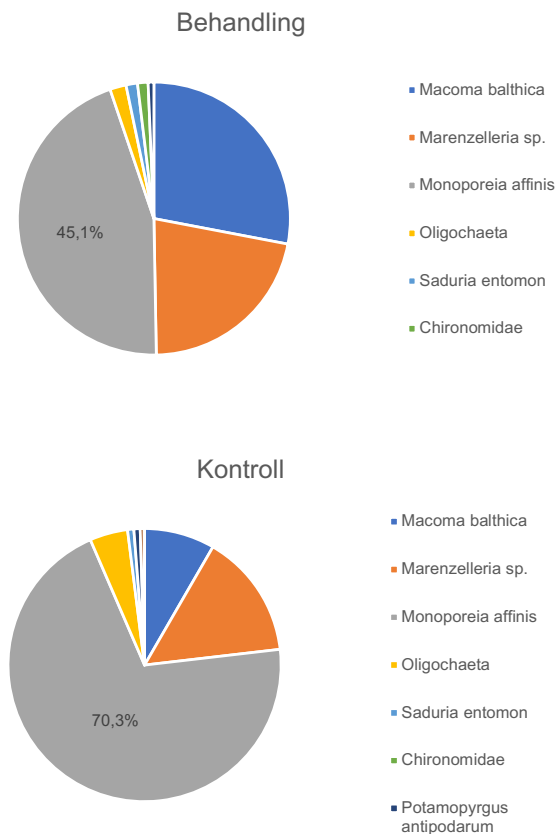
För Kattastrand ses en icke-linjär relation mellan avstånd och BQI. Analysen visar att sambandet avstånd → fosfor → känslighet → BQI var det enda statistiskt signifikanta sambandet ($p < 0,05$). Figur 4.4 visar sambanden mellan fosfor och avstånd, fosfor och känslighet respektive BQI och känslighet. Resultatet visar att halten fosfor i sedimenten har ett negativt samband med avstånd, alltså att det är högre halter av fosfor närmare utsläppspunkten och att halterna avtar med ökat avstånd. Halten fosfor visar ett negativt samband med känslighetsindex för förekommande arter i bottenfaunaproverna. Detta innebär att arter med ett högre känslighetsindex förekommer i större utsträckning i sediment med en lägre fosforhalt, och i sediment där arter med högre känslighetsindex trivs således högre BQI.



Figur 4.4

Linjära relationer mellan avstånd (m) mot fosfor i sediment (mg/kg), fosfor i sediment (mg/kg) mot känslighet och känslighet mot BQI. R^2 fås från analysen med linjära regressioner med logaritmtransformerade variabler.

Generellt för alla avloppsreningsverk visar resultaten att näringsämnen (fosfor och kväve) samt torrsubstans är de variabler i sedimenten som har störst betydelse för att förklara hur BQI påverkas, medan känslighetsindex är den variabel som främst påverkar vilket BQI som ett bottenfaunaprov får (Bilaga 1). Det betyder att arter med höga känslighetspoäng missgynnas av förändringar i sedimentet (högre fosfor- eller kvävehalter) närmare utsläppet. Proverna från Kattastrands avloppsreningsverk visar till exempel att för kontrollproverna får arten vitmärsla (*Monoporeia affinis*, känslighetsindex 15) stort inflytande på BQI på grund av att arten förekommer med dubbelt så många individer (1 561) i kontrollstationerna jämfört med 797 stycken i prover närmare utsläppet (Figur 4.5).

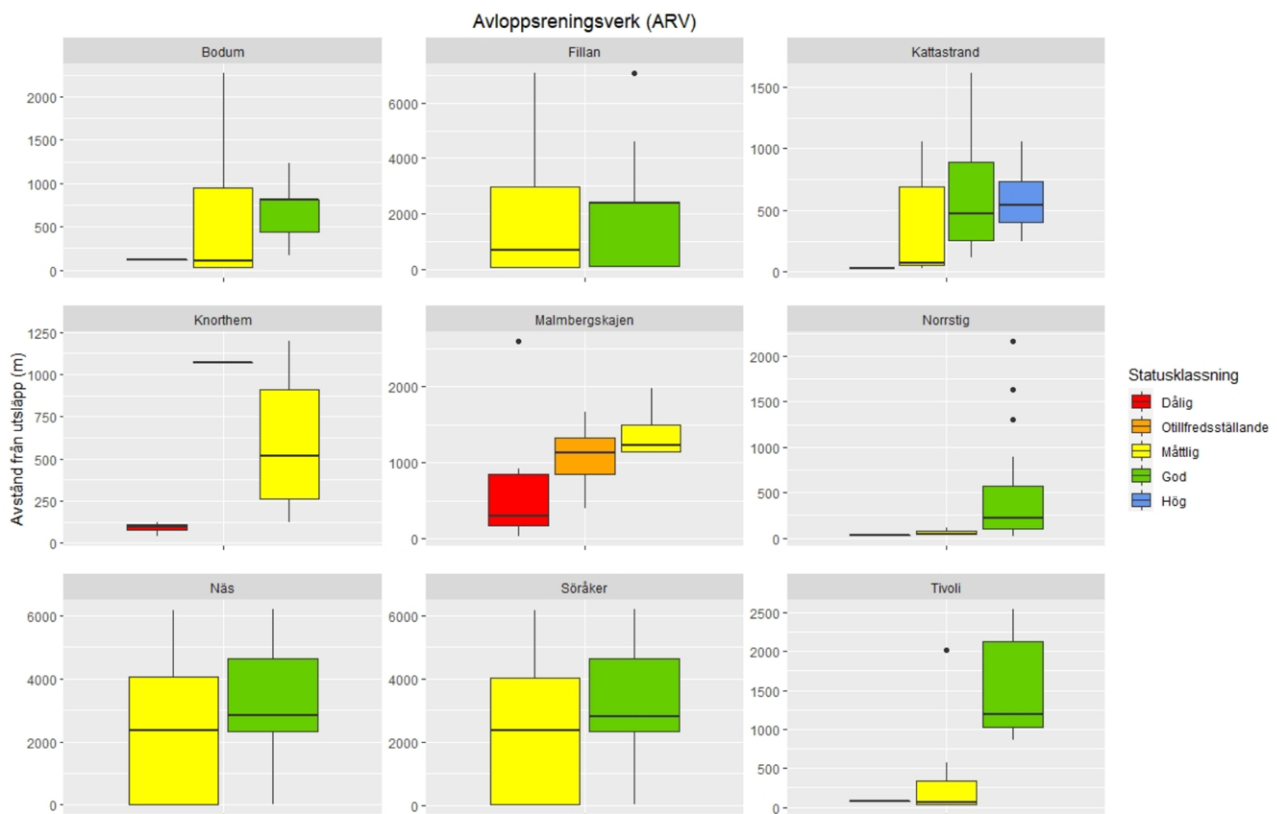


Figur 4.5

Andel av antalet individer av de olika arterna i prover nära utsläppet (behandling, 14 prov) och prover längre ifrån utsläppet (kontroll, 13 prov) för Kattastrand.

4.3 Vid vilket avstånd förändras ett påverkat område till opåverkade förhållanden?

Ett av syftena med projektet har varit att svara på när ett påverkat område övergår till att uppvisa opåverkade förhållanden. I Figur 4.6 visas boxplots för samtliga statusklasser som bottenfaunaproverna har samt avstånd till utsläppen. Figuren visar att data är varierande och det finns oftast ingen tröskel på ett visst avstånd där statusen förändras. Generellt visar resultaten att statusklasserna kan bedömas vara högre längre från utsläppen, vilket bör kunna förväntas.



Till följd av den stora variationen i BQI användes en analys med segmenterad regression (*Piecewise regression*) för att bestämma en brytpunkt (tröskel där statusen förändras) för varje avloppsreningsverk där det finns ett icke-linjärt samband mellan avstånd och BQI. Resultaten av denna analys sammanfattas i Tabell 4.2. Det finns en stor variation i resultaten och brytpunkten har identifierats vid ca 140–220 meter för Kattastrand och Knorthem och på ett större avstånd vid Malmbergskajen och Tivoli (ca 1 000–1 500 meter). Som ett exempel används Kattastrand för att visa resultaten av analysen (Figur 4.7). I Bilaga 1 presenteras resultaten för övriga avloppsreningsverk. Analysen visar att för Kattastrand ändrar förhållandet mellan avstånd och BQI beteende vid ca 140 meter från utsläppet (röd punkt i Figur 4.7). Längre än 140 meter från utsläppet påverkas inte BQI och proverna visar god eller hög status (Figur 4.8).

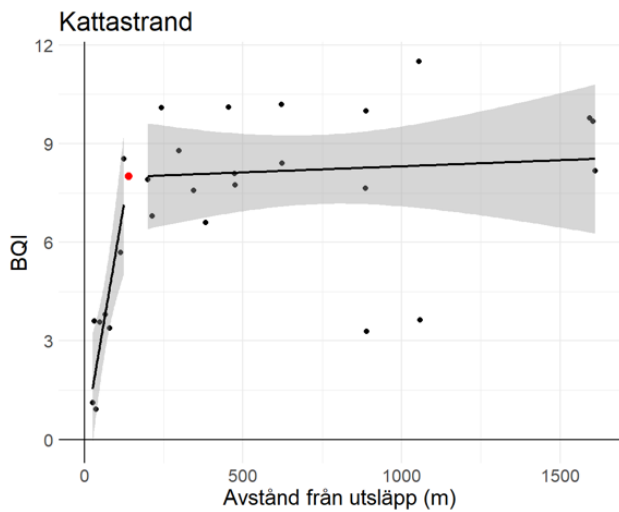
Figur 4.6

Boxplot av avstånd för varje statusklass som förekommer vid varje avloppsreningsverk. I figurerna visas median (horisontell linje), kvartiler (25 % och 75 %, nedre respektive övre) och extremvärden. Observera att Y-axeln har olika skala för olika avloppsreningsverk.

Avloppsreningsverk	Avstånd brytpunkt (m)	BQI vid brytpunkt	R ²	p-värde
Kattastrand	140	8 (God status)	0,61	<0,01
Knorthem	220	3,4 (Måttlig status)	0,78	<0,01
Malmbergskajen	1 540	3,1 (Måttlig status)	0,69	<0,001
Tivoli	1 040	5,1 (God status)	0,49	<0,05

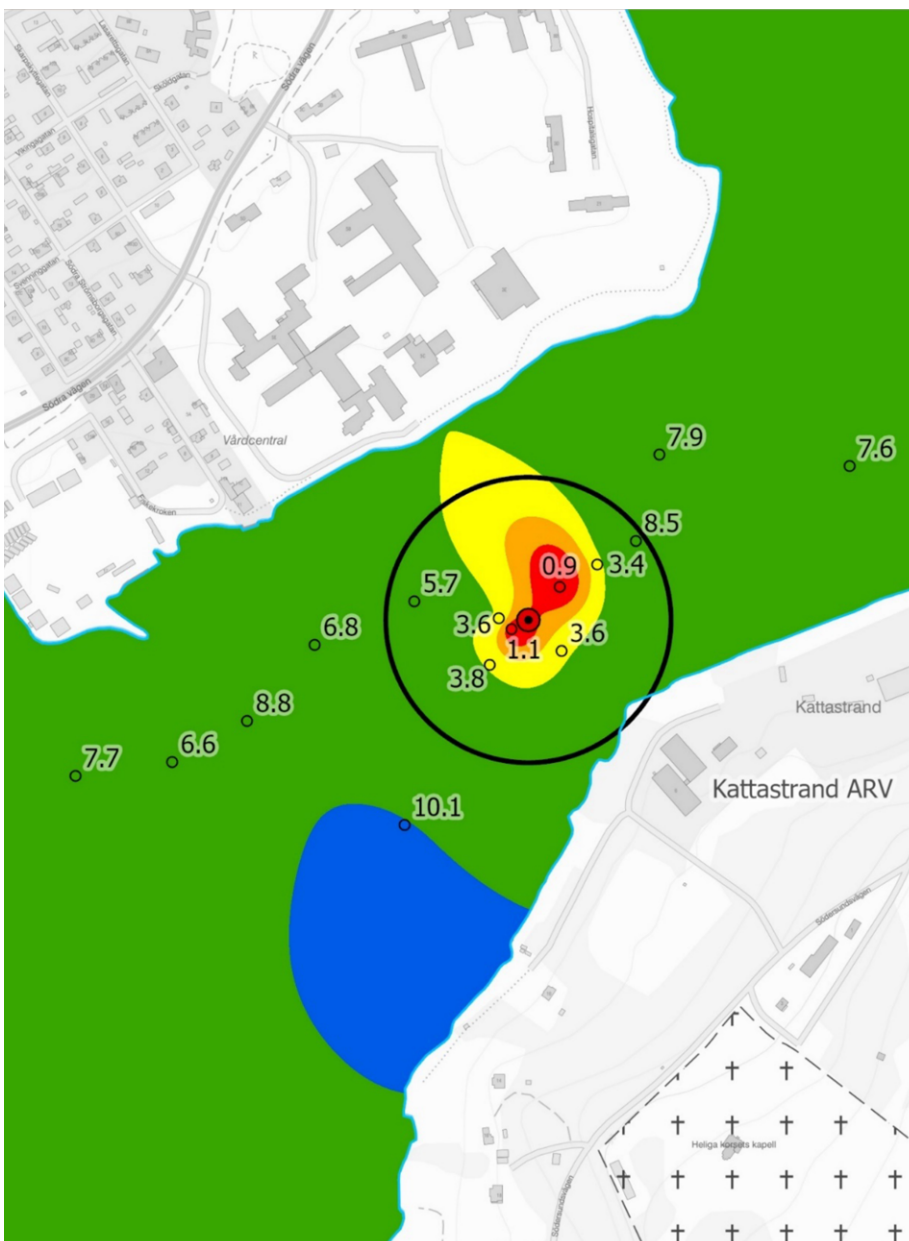
Tabell 4.2

Resultat av segmenterade regression (*Piecewise regression*) analys. Analysen visar brytpunkten där en abrupt förändring i relationen mellan avstånd och BQI sker (avstånd brytpunkt). Inom parentes visas status för BQI vid brytpunkten. Alla relationer är signifikanta med en konfidensnivå på 95 %.



Figur 4.7

Figuren visar förhållandet mellan avstånd och BQI vid Kattastrand. De två linjerna visar resultatet av Piecewise regression. Den röda punkten bestämmer brytpunkten vid ca $x = 140$ meter och $y = 8$ (BQI). Den första linjära regressionen ses för prover närmare än 140 meter och efter 140 meter börjar den andra linjära regressionen. Det grå molnet visar 95 % konfidensintervall.



Figur 4.8

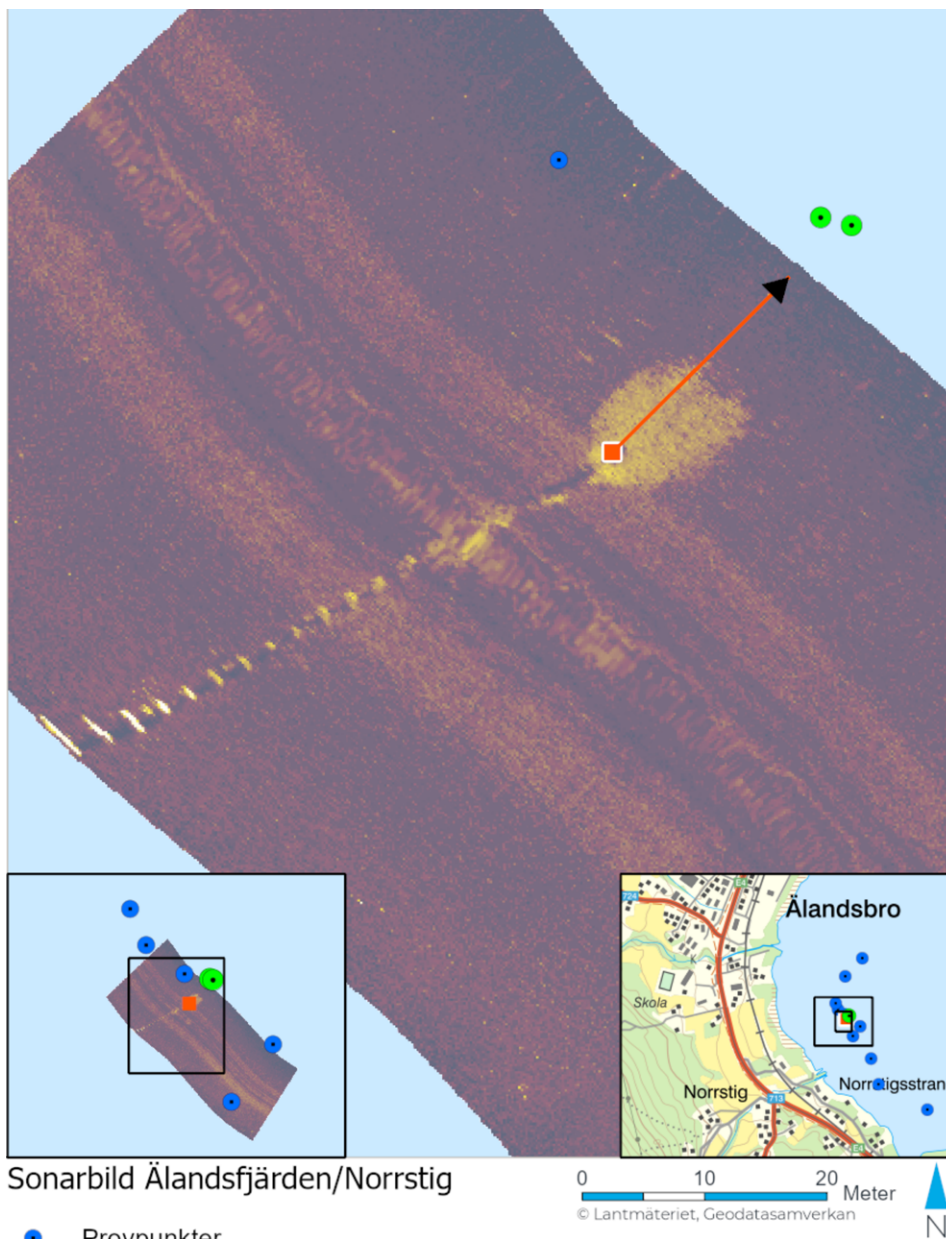
Rumslig utbredning av statusklasser inom utsläppsområdet vid Kattastrand avloppsreningsverk. Kartan är skapad med en *thin plate spline (TPS)* interpolering.

5 Diskussion

Resultaten visar att det finns en stor spridning i BQI vid ett bestämt avstånd från ett avloppsreningsverk och att det inte finns ett statistiskt samband mellan avstånd och BQI när prover från alla undersökningsområden analyseras sammantaget. För fyra av områdena (Bodum, Söråker, Näs och Fillan) återfinns inga signifikanta samband mellan avstånd och BQI och BQI är på ungefär samma nivå nära utsläppen såväl som på ett större avstånd. Vid fyra av studieområdena (Kattastrand, Knorthem, Malmbergskajen och Tivoli) finns ett ökande BQI (högre status) med ett ökande avstånd. Det skulle kunna förväntas ett samband mellan avstånd och BQI vid alla avloppsreningsverk utifrån tidigare studier som gjorts inom ämnesområdet, och resultatet indikerar således att det finns faktorer som påverkar resultatet men som inte fångas av analysunderlaget.

Leppäkoski (1975) menar bland annat att det är särskilt svårt att undersöka påverkan av organisk belastning i närheten av flodmynningar, för att det inom dessa områden redan finns en naturlig gradient med varierande miljöfaktorer. På en större skala bestämmer salthalten till stor del vilka organismer och arter som kommer att finnas. Denna gradient innebär till exempel att Bottenhavet är betydligt mer artfattigt jämfört med Kattegatt och Västerhavet (Rumohr et al. 1996). Rumohr et al. (1996) beskriver bland annat ett antal olika typer av populationer i en gradient längs med Östersjön och upp mot Bottenhavet och Bottenviken. Faktorer som påverkar bottenfaunasamhället, såsom salinitet, djup och substrat, har vid planeringen av undersökningarna anpassats för att det inom varje vattenförekomst ska skilja så lite som möjligt mellan området nära utsläppet och provpunkter inom resterande vattenförekomst.

En faktor som bör påverka resultatet men som inte beaktats är relationen mellan storleken på utsläpp och recipientens vattenhastighet och strömningsriktning, vilket styr de lokala förutsättningarna för sedimentationen. En förklaring till att det finns en så pass stor variation i relationen mellan BQI och avstånd kan vara hur pass väl provtagningen har sammanfallit med den huvudsakliga riktningen av det utsläppta avloppsvattnet. För att verifiera denna hypotes har tidigare utförda sonarundersökningar använts och i Figur 5.1 visas en "backscatter" bild från en sonarundersökning vid Norrstig. Bilden visar att det finns avvikande bottensubstrat (ljusare) som går i nordöstlig riktning mot två av provpunkterna. Dessa två provpunkter har det högsta organiska innehållet, med höga halter av kväve och fosfor i sedimenten, och ett lågt BQI. Provpunkter i annan riktning från utsläppet visar resultat som är likvärdiga med fjärdens kontrollpunkter och det är tydligt att omfattningen av påverkan varierar med riktningen från utloppet. Liknande mönster går att se i flera av undersökningsområdena där sonarundersökningar har genomförts.



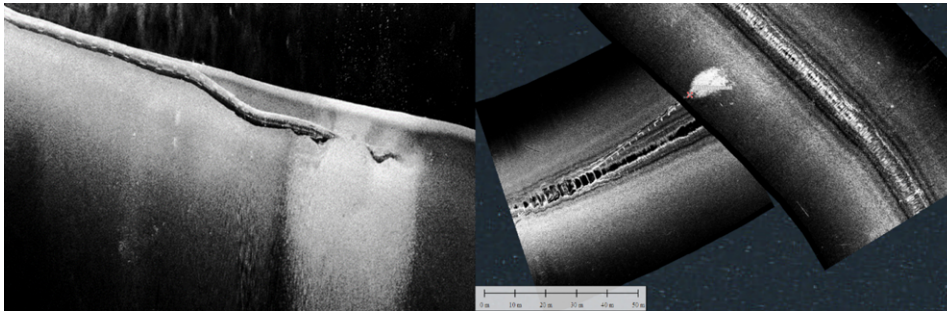
Figur 5.1

Sonarbild vid utloppet från Norrstigs avloppsreningsverk. Bilden visar riktning av plym med avvikande bottenstrukturer (ljusare) och placering av provpunkter. Provpunkter markerade med grönt har det högsta organiska innehållet (fosfor, kväve) och ett lågt BQI.

Sonarbild Älandsfjärden/Norrstig

- Provpunkter
- Utsläpp Norrstig
- ➔ Riktning för sedimentation
- Högsta organiska innehållet med höga halter av kväve och fosfor och ett lågt BQI

I Figur 5.2 ses sonarbilder från utsläppsområdena för Kattastrands och Norrstigs avloppsreningsverk. Ljusa områden motsvarar ytor med avvikande bottenstrukturer som härrör från sedimenterat material från utsläppen. Området utanför Kattastrand är ca 17 gånger större än vid Norrstig. Denna skillnad beror sannolikt på att Kattastrands avloppsreningsverk är ett större avloppsreningsverk, men även på olika förutsättningar för sedimentation i närområdet för utsläppen.



Figur 5.2

Sonarbild vid utloppet från Kattastrand avloppsreningsverk (vänster) och Norrstigs avloppsreningsverk (höger). Ljusa områden motsvarar ytor med avvikande substrat till följd av sedimenterat material från utsläppen. Notera att skala saknas för Kattastrand.

Att det inte finns ett statistiskt samband mellan avstånd och BQI vid avloppsreningsverken Bodum, Söråker, Näs och Fillan skulle kunna bero på att undersökningarna inte har utförts inom det relativt avgränsade område i anslutning till utloppen där det faktiskt finns mätbara förändringar av BQI. Bodum, Söråker och Näs är relativt små avloppsreningsverk och omfattningen av påverkan på BQI skulle kunna vara avgränsad till området i direkt anslutning till utloppen. Avloppsreningsverket Fillan är en medelstor anläggning, som mynnar i Alnösundet där det generellt är relativt höga vattenhastigheter, ca 5–7 cm/s på 10 meters djup (Göransson 1990, Holmlund och Borell Lövstedt 2016), vilket innebär snabb omblandning. Vid avloppsreningsverken Söråker, Näs och Fillan finns därtill minst antal provpunkter i jämförelse med övriga anläggningar.

För de fyra avloppsreningsverk och vattenförekomster där det finns ett samband mellan avstånd och BQI (Kattastrand, Knorthem, Malmbergskajen och Tivoli) visar analysen att det främst är innehållet av näringsämnen (fosfor och kväve) i sedimentet samt torrsubstans som spelar störst roll, samtidigt som känslighetsindex främst påverkar vilket BQI-värde som ett prov har. Det går att konstatera att proverna från Kattastrand och Malmbergskajen uppvisar en stor variation när det gäller det organiska innehållet i sedimenten. Det är främst vid dessa avloppsreningsverk som det finns ett samband mellan avstånd och BQI och en förklaring skulle kunna vara att provtagningen vid dessa avloppsreningsverk har lyckats att rumsligt fånga prover med olika mängd organiskt innehåll och alla stadier av succession inom en gradient från utsläppet.

Vid vilket avstånd som ett påverkat delområde övergår till att uppvisa opåverkade förhållanden varierar. Av de avloppsreningsverk som påvisade ett signifikant samband mellan avstånd och BQI är 3 av 4 (alla utom Kattastrand) belägna i vattenförekomster med störda bakgrundsforhållanden (lägre BQI). Kattastrand visar även det till ytan minsta påverkansområdet av de fyra i analysen med *Piecewise regression*. Detta skulle kunna indikera att i en redan ansträngd vattenförekomst blir det geografiska påverkansområdet på bottenfaunasamhället både större och tydligare.

Bonsdorff et al. (2003) har undersökt potentiell påverkan från miljöfaktorer på bottenfaunas artsammansättning längs en gradient från Ålands skärgård till en bit in i Finska viken. I undersökningen ingår ett stort område som varierar från skyddade inre vikar till öppen ytterskärgård. Resultaten visar att det går att gruppera bottenfaunan i olika artgrupper utefter bland annat variationer i djup, temperatur, organisk halt i sedimenten och att dessa till stor del varierar beroende av vattenförekomsternas form och läge. Resultaten från Bollstafjärden (Malmbergskajens avloppsreningsverk) visar ett i sammanhanget mindre utsläpp men med ett relativt stort påverkansområde. Bollstafjärden är en av de första kustvattenförekomsterna i Ångermanälvens mynningsområde och har ett stort sötvattensinflöde (lägst salinitet av de studerade vattenförekomsterna). Denna naturliga störning är sannolikt en förklaring till låga artantal och därigenom låga BQI-värden i samtliga provpunkter.

6 Slutsatser

Resultaten från projektet kan sammanfattas med att ett signifikant samband mellan avstånd från utsläpp och förändring av BQI återfanns i vattenförekomsterna vid fyra av nio undersökta avloppsreningsverk. I dessa vattenförekomster ses sänkt statusklass närmast utloppet och det krävdes mellan 140 och 1 540 meter innan BQI motsvarade vattenförekomstens tillstånd utan effekt från utsläppen. Den rumsliga påverkan från utsläppen är i samtliga fall avgränsad till en andel av vattenförekomsten. Av de parametrar som analyserats så visar resultaten att effekten av utsläppen på BQI styrs i huvudsak genom förändringar i sedimenten (högre kväve- eller fosforhalter) tillsammans med de förekommande arternas känslighetsvärden. I praktiken innebär förändrade sediment en minskad andel vitmärta (*Monoporeia affinis*) (känslighetsvärde 15) och en ökad andel havsborstmask (*Marenzelleria sp.*) och Östersjömussla (*Macoma balthica*) (känslighetsvärde 5) nära utloppen.

Vid fem av nio undersökta avloppsreningsverk påvisades inget samband mellan avstånd från utsläpp och förändring av BQI. Kombinationen av utsläppens storlek, utsläppsområdenas strömningsriktning och vattenhastighet tillsammans med undersökningarnas precision (antalet bottenfaunaprov) kan sannolikt förklara avsaknaden av samband mellan avstånd från utsläpp och förändring av BQI. Det går dock inte att förvänta sig ett samband mellan avstånd och BQI och att det därmed ska gå att beskriva ett avloppsreningsverks förhållande till direkt påverkan på bottenfaunan om provtagningen inte har genomförts i ett tillräckligt stort antal positioner med olika avstånd från utsläppet. Detta gäller i synnerhet om utsläppet är av mindre storlek eller recipienten har goda omblandningsförhållanden.

Påverkan uppstår när utsläppets partikulära andelar sedimenterar och förändrar sedimentets egenskaper. Detta projekt visar att det finns mätbarhet för påverkan av utsläpp från avloppsreningsverk genom BQI inom en enskild vattenförekomst men att den rumsliga påverkan är avgränsad och finns primärt inom närområdet kring utsläppspositionen.

Referenser

- Bonsdorff, E., Laine, A. O., Hänninen, J., Vuorinen, I. och Norkko, A. 2003. *Zoobenthos in the outer archipelago waters (N. Baltic Sea) – the importance of local conditions for spatial distribution patterns*. Boreal Environment Research. 8: 135-145. ISSN 1239-6095.
- Breitburg, D., Levin, L.A., Oschlies, A., Grégoire, M., Chavez, F.P., Conley, D.J., Garçon, V., Gilbert, D., Gutiérrez, D., Isensee, K., Jacinto, G.S., Limburg, K.E., Montes, I., Naqvi, S.W.A., Pitcher, G.C., Rabalais, N.N., Roman, M.R., Rose, K.A., Seibel, B.A., Telszewski, M., Yasuhara, M., Zhang, J. 2018. *Declining oxygen in the global ocean and coastal waters*. Science 359, eaam7240. <https://doi.org/10.1126/science.aam7240>.
- Cederwall, H., Elmgren, R. 1990. *Biological effects of eutrophication in the Baltic Sea, particularly the coastal zone*. AMBIO: A Journal of the Human Environment 19, 109–112.
- Conley, D.J., Carstensen, J., Aigars, J., Axe, P., Bonsdorff, E., Eremina, T., Haahti, B.-M., Humborg, C., Jonsson, P., Kotta, J., Lännergren, C., Larsson, U., Maximov, A., Medina, M.R., Lysiak-Pastuszek, E., Remeikaitė-Nikienė, N., Walve, J., Wilhelms, S., Zillén, L. 2011. *Hypoxia Is Increasing in the Coastal Zone of the Baltic Sea*. Environ. Sci. Technol. 45, 6777–6783. <https://doi.org/10.1021/es201212r>
- Gogina, M., Zettler, M.L., 2010. *Diversity and distribution of benthic macrofauna in the Baltic Sea*. Journal of Sea Research 64, 313–321. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2010.04.005>
- Göransson, C.-G. 1990. *Ortvikens pappersbruk, recipientundersökning med spårämne*. Rapport, VBB.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2016a. *Följder av Weserdomen. Analys av rättsläget med sammanställning av domar*. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:30.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2016b. *Metoder och undersökningstyper för miljöövervakning inom programområde Kust och hav. Undersökningstyp Mjukbottenlevande makrofauna, kartering*. Version 1:2 2016-12-08.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2018. *Vad ska ingå i egenkontrollen, utgående från miljökvalitetsnormerna?*. <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/vagledningar/provning-och-tillsyn/miljokvalitetsnormer-vid-provning-och-tillsyn/vad-ska-inga-i-egenkontrollen-utgaende-fran-miljokvalitetsnormerna.html> [2022-05-20]
- Havs- och vattenmyndigheten. 2019. *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten*. Föreskrift 2019:25.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2020. *Bedömningsgrunder för ytvattenförekomster – Bottenfauna i kustvatten och vatten i övergångszon*.
- Holmlund, P. och Borell Lövestedt, C. 2016. *PM Hydrodynamisk modell – Spridningsmodellering*. Sweco Sverige AB på uppdrag av Sundsvallsbuktens vattenvårdsförening. Uppdragsnummer 1654021000.
- Lefcheck J. S. 2016. *Piecewise SEM: Piecewise structural equation modelling in R for ecology, evolution, and systematics*. Methods in Ecology and Evolution 7: 573-579.
- Leonardsson, K., Blomqvist, M., Rosenberg, R., 2009. *Theoretical and practical aspects on benthic quality assessment according to the EU-Water Framework Directive – Examples from Swedish waters*. Marine Pollution Bulletin 58, 1286–1296. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.05.007>

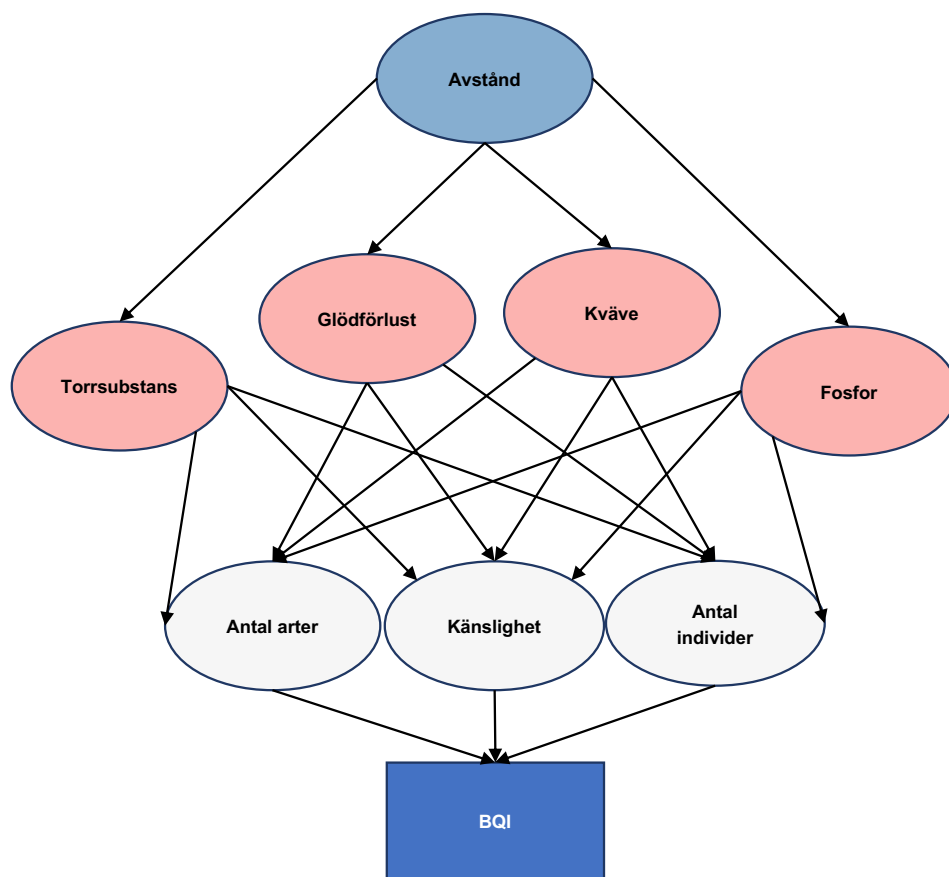
-
- Leppäkoski, E., 1975. *Assessment of degree of pollution on the bases of macrozoobenthos in marine and brackish-water environments*. Acta Academia Aboensis, Ser B. 35, 100.
- Muggeo, V.M.R. 2017. *Interval estimation for the breakpoint in segmented regression: a smoothed score-based approach*. Australian & New Zealand Journal of Statistics 59:311-322.
- Muggeo, V.M.R. 2022. *Regression Models with Break-Points/Change-Points (with Possible Random Effects) Estimation*. Package 'segmented' for R.
- Naturvårdsverket. 2020. *Miljöövervakning genom recipientkontroll*. <https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Miljoovervakning/Miljoovervakningsdata-genom-andra-verksamheter/Miljoovervakning-genom-recipientkontroll/> [2022-05-20]
- Pearson, T. H., och Rosenberg, R. 1978. *Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment*. Oceanography and Marine Biology. Ann. Rev., 16, 229-311.
- Raymond, C., Gorokhova, E., Karlson, A.M., 2021. *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Have Adverse Effects on Benthic Communities in the Baltic Sea: Implications for Environmental Status Assessment*. *Front. Environ. Sci.* 9, 624658. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.624658>
- Rumohr, H., Bonsdorff, E., Pearson, T.H., 1996. *Zoobenthic succession in Baltic sedimentary habitats*. Arch. Fish. Mar. Res. 35.
- SLU. 2022. *Dyntaxa – svensk taxonomisk databas*. <https://www.dyntaxa.se/> [2022-11-30]
- Toms J. D. och Lesperance M. L. 2003. *Piecewise regression: a tool for identifying ecological thresholds*. Ecology 84:2034-2041.

Bilagor

Bilaga A Resultat av Piecewise Structural Equation Model (*Piecewise SEM*)

I Bilaga A presenteras resultaten för *Piecewise structural equation modeling* (*Piecewise SEM*) för varje avloppsreningsverk där det finns en signifikant effekt av avståndet till BQI. Pilarna i varje figur anger orsakssambandets riktning och siffran (koefficienten) bredvid varje pil representerar sambandets styrka. Genom att multiplicera koefficienterna i en "väg" fås styrkan för just den vägen. Detta är relevant för att kunna jämföra de olika signifikanta vägarna från avstånd till BQI. I Figur A.1 visas en schematisk bild med samtliga analyserade variabler.

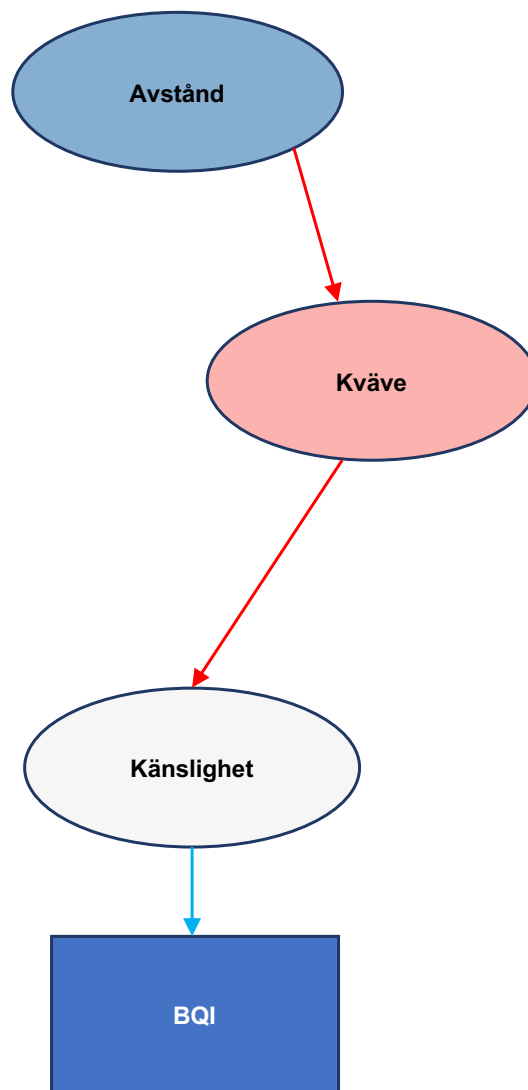
Om exempelvis följande väg analyseras: avstånd → torrsubstans → antal arter → BQI, måste koefficienterna för varje pil multipliceras. Pilens färg hänvisar till effektens riktning, oavsett om den är positiv (blå) eller negativ (röd). Avloppsreningsverk där det inte finns en statistiskt signifikant effekt ($p > 0,05$) presenteras inte i bilagan, förutom Norrstig som visade marginellt signifikant effekt ($p = 0,06$).



Figur A.1

Schematisk bild för relationer mellan de olika variablerna. I analysen användes samma ram av relationer för alla individuella avloppsreningsverk.

Malmbergskajen

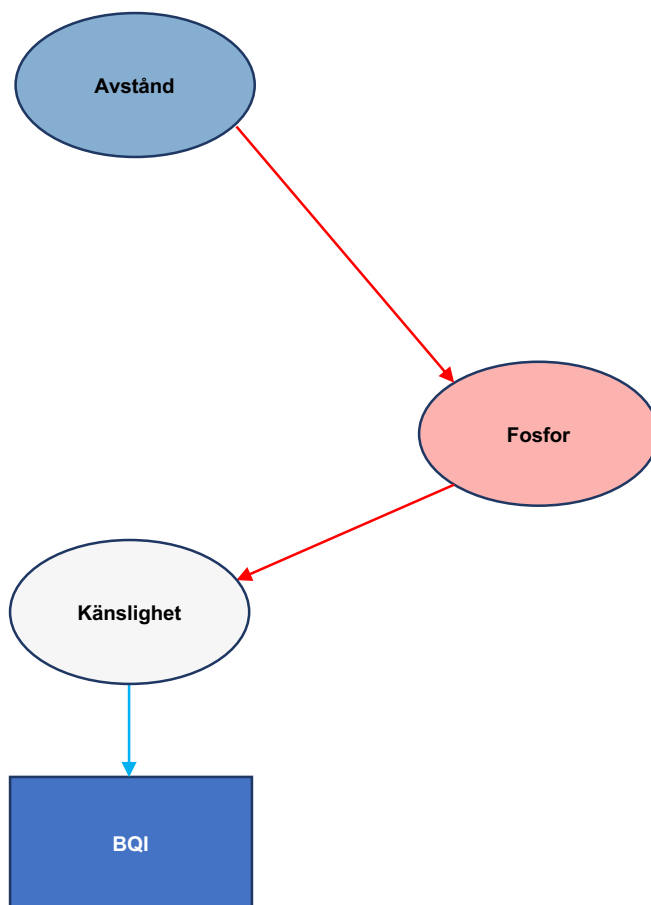


Figur A.2

Resultat av *Piecewise SEM* för Malmbergskajen avloppsreningsverk. Endast signifikanta relationer visas ($p < 0,05$). Data logaritmttransformerades för att uppfylla linearitetsantagandet. Pilarna anger riktningen för orsakssambanden. Röd pil visar att förhållandet är negativt, medan blått visar positivt förhållande.

Här är vägen Avstånd → Kväve → Känslighet → BQI det statistiskt signifikanta som kopplar avstånd till BQI. Detta innebär att ett ökat avstånd påverkar BQI positivt genom en minskning av kväve i sedimentet, vilket leder till en positiv effekt på känslighetsindex och därmed en ökning av BQI.

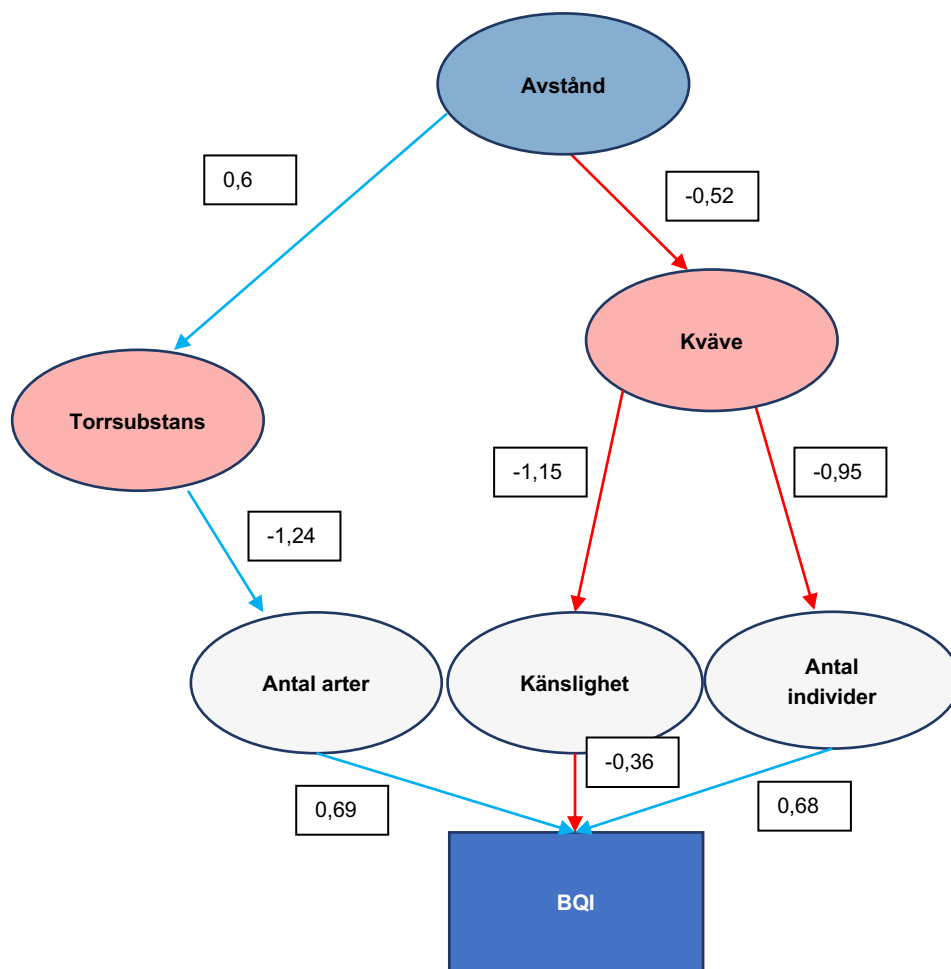
Kattastrand



Figur A.3

Resultat av *Piecewise SEM* för Kattastrand avloppsreningsverk. Endast signifikanta relationer visas ($p < 0,05$). Data logaritmttransformerades för att uppfylla linearitetsantagandet. Pilarna anger riktningen för orsakssambanden. Röd pil visar att förhållandet är negativt, medan blått visar positivt förhållande.

Här är vägen Avstånd → Fosfor → Känslighet → BQI den statistiskt signifikanta vägen som kopplar avstånd till BQI. Detta innebär att avstånd påverkar BQI positivt genom en minskning av mängden fosfor i sedimentet, vilket leder till en positiv effekt på känslighetsindex och därmed en ökning av BQI.



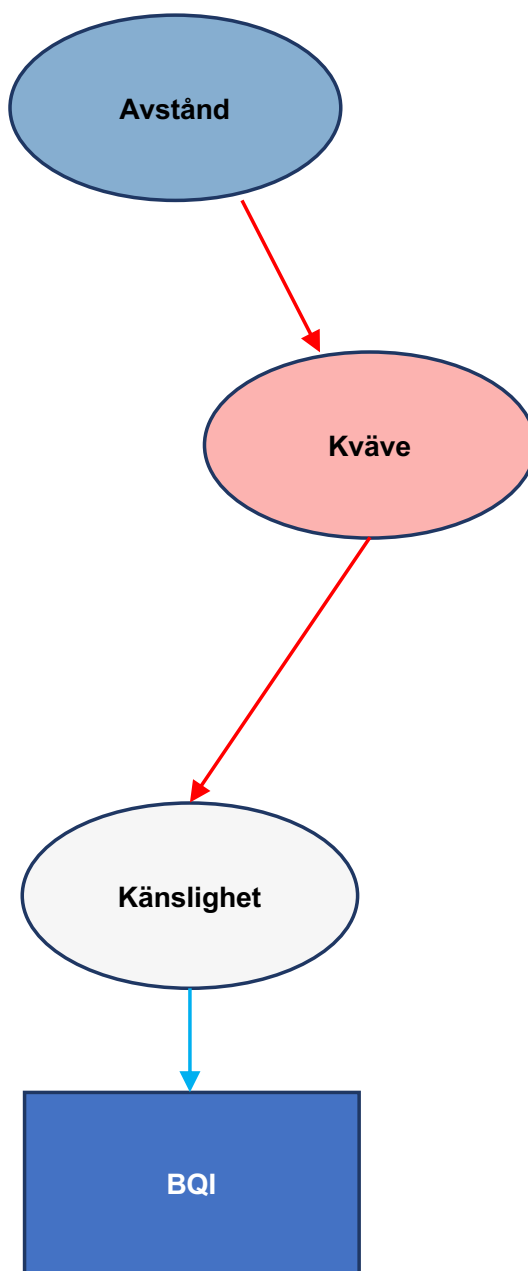
Figur A.4

Resultat av *Piecewise SEM* för Knorthem avloppsreningsverk. Endast signifikanta relationer visas ($p < 0,05$). Data logaritmtransformerades för att uppfylla linearitetsantagandet. Pilarna anger riktningen för orsakssambanden. Röd pil visar att förhållandet är negativt, medan blått visar positivt förhållande. Siffror nära pilarna hänvisar till styrkan hos den specifika länken.

Här är vägarna (a) Avstånd → Torrsubstans → Antal arter → BQI, (b) Avstånd → Kväve → Känslighet → BQI och (c) Avstånd → Kväve → Antal individer → BQI de statistiskt signifikanta vägarna som kopplar avstånd till BQI. Genom att multiplicera koefficienterna fås värdena 0,51, -0,22 respektive 0,34. Detta innebär att för vägen (a) påverkar avstånd BQI positivt genom en ökning av mängden torrsubstans i sedimentet, vilket leder till en positiv effekt på antalet arter och därmed en ökning av BQI.

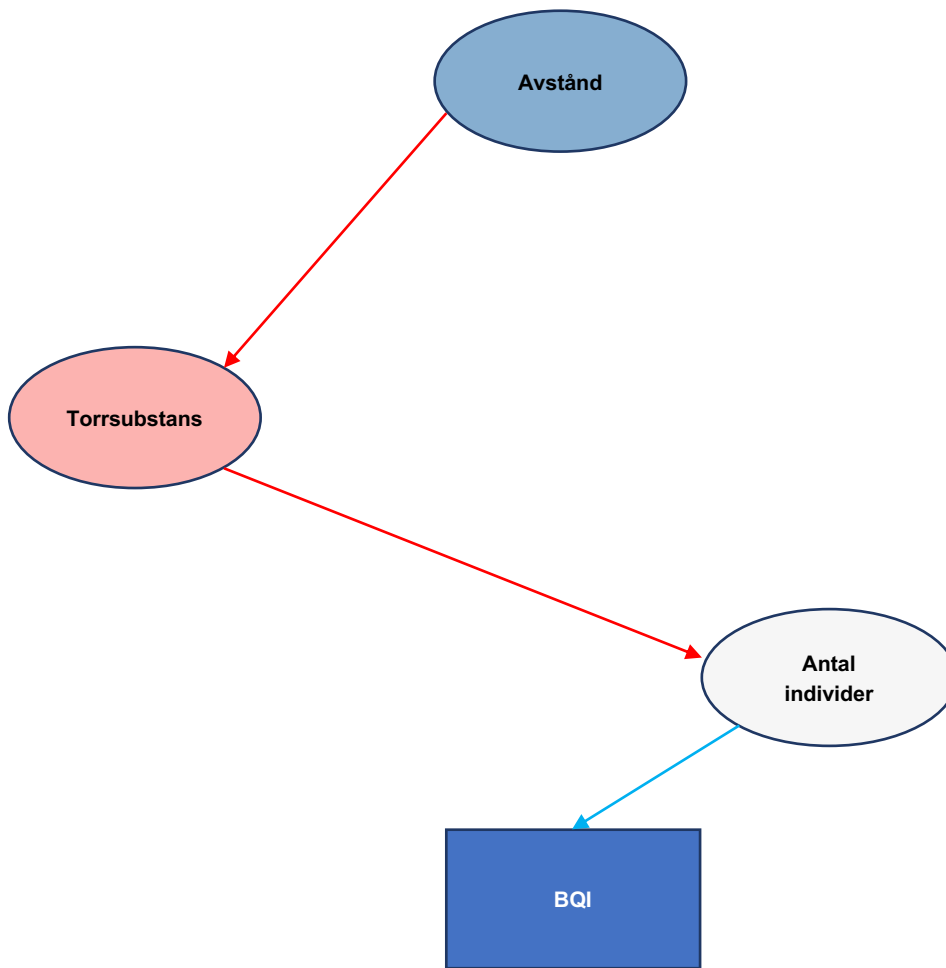
Figur A.5

Resultat av *Piecewise SEM* för Knorthem avloppsreningsverk. Endast signifikanta relationer visas ($p < 0,05$). Data logaritmttransformerades för att uppfylla linearitetsantagandet. Pilarna anger riktningen för orsakssambanden. Röd pil visar att förhållandet är negativt, medan blått visar positivt förhållande.



För Norrstig var effekten av avstånd på BQI marginellt signifikant ($p = 0,06$) för ett alfa på 0,05. Analys med *Piecewise SEM* gjordes ändå och följande väg upptäcktes som en möjlig förklaring på hur avstånd påverkar BQI: Avstånd → Kväve → Känslighet → BQI. Detta innebär att avstånd påverkar BQI positivt genom en minskning av kväve i sedimentet, vilket ledet till en ökning av känslighetsindex och därmed en ökning av BQI.

Tivoli



Figur A.6

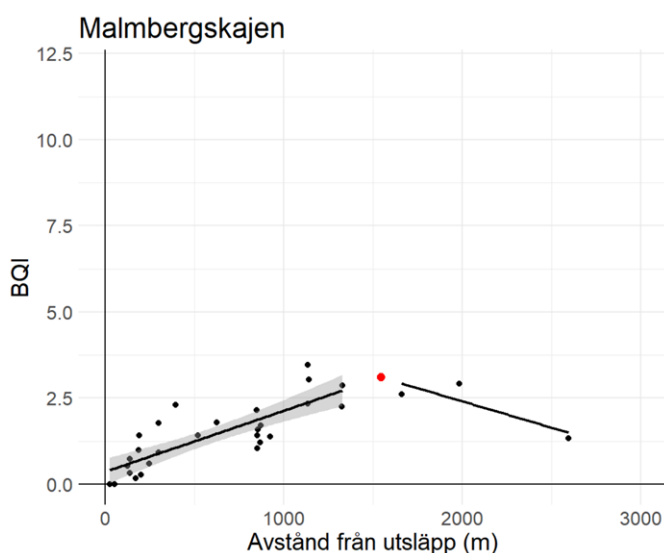
Resultat av *Piecewise SEM* för Tivoli avloppsreningsverk. Endast signifikanta relationer visas ($p < 0,05$). Data logaritmttransformerades för att uppfylla linearitetsantagandet. Pilarna anger riktningen för orsakssambanden. Röd pil visar att förhållandet är negativt, medan blått visar positivt förhållande.

Här är vägen Avstånd → Torrsubstans → Antal individer → BQI den enda statistiskt signifikanta vägen som länkar avstånd till BQI. Detta innebär att avstånd påverkar BQI positivt genom minskning av torrsubstans i sedimentet, vilket leder till en positiv effekt på antal individer och därmed en ökning av BQI.

Bilaga B Resultat av segmenterad regression (*Piecewise regression*) för att detektera brytpunkt

I Bilaga B presenteras resultatet av den segmenterade regressionsanalysen (*Piecewise regression*) för de avloppsreningsverk där det finns en statistiskt säkerställd effekt av avstånd på BQI. Resultaten visar vid vilken avstånd från utsläppet som det finns en brytpunkt mellan statusklasser för olika prov.

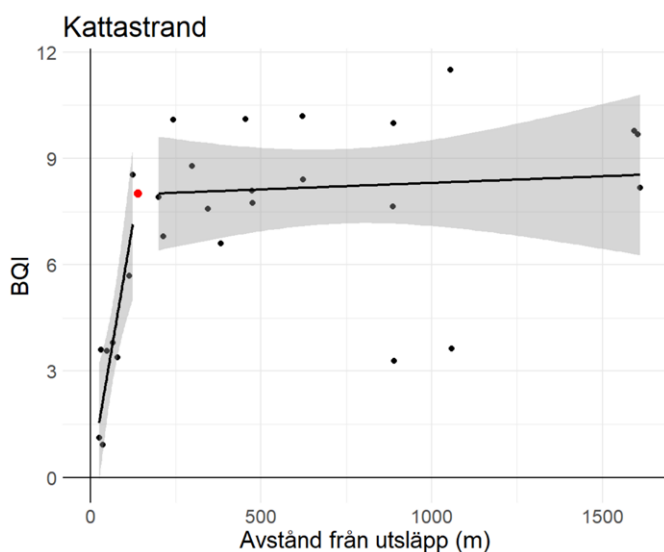
Malmbergskajen



Figur B.1

Figuren visar förhållandet mellan avstånd och BQI vid Malmbergskajen. De två linjerna visar resultatet av *Piecewise regression*. Den röda punkten bestämmer brytpunkten vid ca $x = 1540$ meter och $y = 3,1$ (BQI). Den första linjära regressionen ses för prover närmare än 1540 meter och efter 1540 meter börjar den andra linjära regressionen. Det grå molnet visar 95 % konfidensintervall.

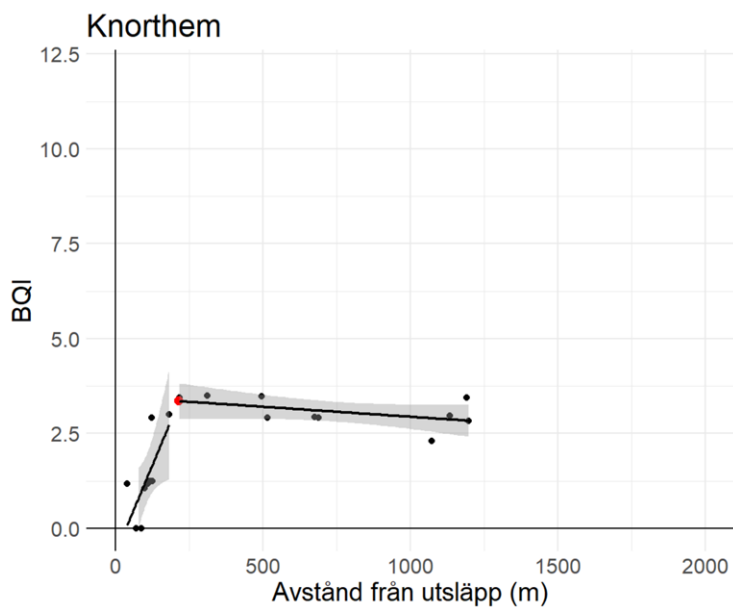
Kattastrand



Figur B.2

Figuren visar förhållandet mellan avstånd och BQI vid Kattastrand. De två linjerna visar resultatet av *Piecewise regression*. Den röda punkten bestämmer brytpunkten vid ca $x = 140$ meter och $y = 8$ (BQI). Den första linjära regressionen ses för prover närmare än 140 meter och efter 140 meter börjar den andra linjära regressionen. Det grå molnet visar 95 % konfidensintervall.

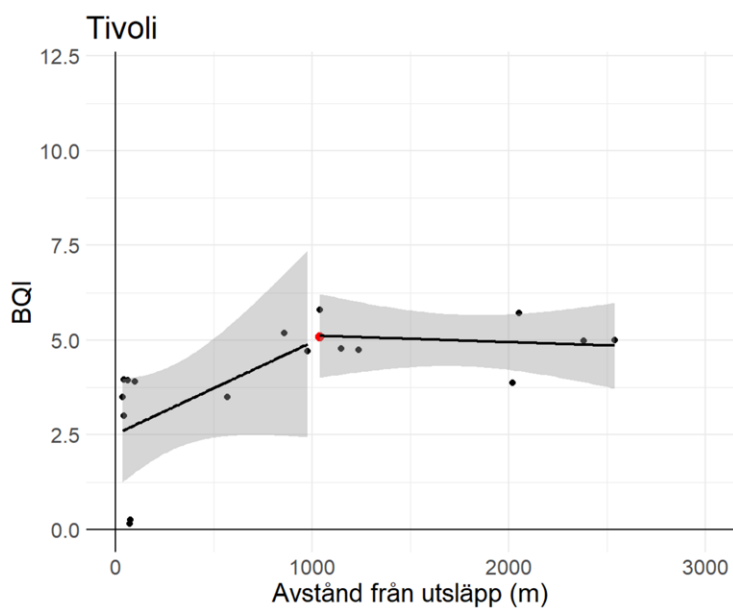
Knorthem



Figur B.3

Figuren visar förhållandet mellan avstånd och BQI vid Knorthem. De två linjerna visar resultatet av *Piecewise regression*. Den röda punkten bestämmer brytpunkten vid ca $x = 220$ meter och $y = 3,4$ (BQI). Den första linjära regressionen ses för prover närmare än 220 meter och efter 220 meter börjar den andra linjära regressionen. Det grå molnet visar 95 % konfidensintervall.

Tivoli



Figur B.4

Figuren visar förhållandet mellan avstånd och BQI vid Tivoli. De två linjerna visar resultatet av *Piecewise regression*. Den röda punkten bestämmer brytpunkten vid ca $x = 1040$ meter och $y = 5,1$ (BQI). Den första linjära regressionen ses för prover närmare än 1040 meter och efter 1040 meter börjar den andra linjära regressionen. Det grå molnet visar 95 % konfidensintervall.

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 16714 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 16751 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se