UMEÅ UNIVERSITET

BEGRÄNSANDE ÄMNE I BOTTENHAVET

Ett marint system i förändring

Nadja Johansson

Examensarbete i Miljö- och hälsoskydd, 15 hp
Kandidatprogrammet i Miljö- och hälsoskydd, 180 hp
Vt 2022

Limiting nutrient in the Bothnian Sea – a marine system under change

Nadja Johansson

Abstract

During the latest decades, there have been indications that the limiting nutrient are changeable in the Bothnian Sea. The current national regulations for wastewater treatment plants which have coastland towards the Gulf of Bothnia have no regulations regarding nitrogen purification, as these basins traditionally has been seen to have phosphorus-limited conditions. The aim of this study was to investigate how the temporal change of phosphorus and nitrogen has developed during the years 1991-2021 in the Bothnian Sea and if there were any differences between coastal and offshore stations. The ultimate goal was to give an overview of the nutrient situation and develop a guideline whether the current regulations for wastewater treatment plants are sufficient. Three coastal and two offshore stations were studied at the depth 0-10 m by investigating data from national monitoring programs, using trend analysis and comparison of means. The result showed that phosphorus is increasing in all the sampling stations. Consequently, the limited nutrient has evolved towards being more nitrogen-limited. The nitrogen load has instead been larger at the coastal compared to the offshore stations, especially for locations affected by river inlets. However, the conclusion according to this study is that the current regulations are sufficiently. This is due to the more recent shift towards nitrogen-limited conditions at the stations affected by river inlets and the high contribution with phosphorus-rich water from the Baltic Proper, as at the same time wastewater treatment plants is not the greatest contributor to the nitrogen load in the Bothnian Sea.

Key words: Bothnian Sea; Nutrient limitation; Wastewater treatment plant; Eutrophication

1 Inledning och bakgrund

Grunden i ekosystem utgörs av fotosyntetiserande primärproducenter, vilket i haven är fytoplankton (Falkowski 1993). Genom tillgång på koldioxid, vatten och solljus bildas energirika kolhydrater och i denna livsnödvändiga process som kallas för fotosyntesen blir syre en avgiven restprodukt (Janssen et al. 2014). Organiskt material skapas genom assimilationen av bland annat kol, kväve och fosfor och primärproducenterna för vidare näring till högre organismer i näringskedjan, vilket ger produktion och tillväxt (Redfield 1958; Zehr och Kudela 2011). Det finns även en mikrobiell loop som är viktig vid sidan av den ordinarie nedbrytningen via näringskedjan, vilket gör att mer näring kan återföras till systemet (Fenchel 1988). Det finns samtidigt flera faktorer som fungerar som begränsande för primärproduktionens tillväxt (Falkowski 1994). Fotosyntesen kan endast äga rum i den fotiska zonen, den övre delen av vattenmassan där det finns tillräckligt med ljus. Mönstret av fytoplanktons tillväxt speglas i huvudsak av tillgången på solljus och näring i form av fosfor och kväve, där det förstnämnda penetrerar vattenytan ovanifrån och det sistnämnda vanligen förses från sediment, bottenvattnen och via tillförsel från land (Falkowski 1994). En annan aspekt att ta hänsyn till är att havets övre och undre skikt kan separeras från varandra genom en termoklin som uppstår av temperaturskillnader. I den tempererade zonen är det vanligt att en djup omblandning av det ovanliggande vattenskiktet uppstår när ytvattentemperaturen är varmare än ovanliggande luftskikt, såsom under hösten och vintern, vilket ger destratifierade vatten (Falkowski 1994). Motsatsen, stratifiering, inträffar dock under våren och sommaren vilket gör att utbytet mellan vattenmassorna försämras under denna period. Saliniteten påverkar också stratifieringen (Vigouroux et al. 2021).

De näringsämnen som primärproducenterna behöver kan vidare tillgodoses genom att havet är direkt sammanlänkat med både atmosfären och landytor genom biogeokemiska kretslopp (Zehr och Kudela 2011). Fosfor tillgodogörs av organismer i form av oorganisk fosfat i första hand, men vid brist finns det tillvägagångssätt för vissa arter att tillgodogöra sig organisk fosfor (Ptacnik, Andersen och Tamminen 2010). Fosfor kommer naturligt från vittring av fosforrikt mineral och är det största ursprunget till fosfor i floder, vilket i sin tur är den största tillflödesvägen av näringsämnet till havet (Benitez-Nelson 2000). Av det fosfor floden bär med sig, kommer en stor del vara partikulärt och genom sin tyngd sedimentera kustnära. Det finns även andra tillflödesvägar av fosfor, även om de inte utgör en lika stor del (Benitez-Nelson 2000). När fosfor når bottensedimenten kan flera olika processer äga rum som innebär att fosfor exempelvis kan fällas ut tillsammans med järn genom hydroxidbindningar och även återmineraliseras igen till sin fria jonform. Fosfor är redoxberoende och syreförhållanden avgör i stor utsträckning om fosforn frisätts i vattenfasen eller binds upp till sedimenten (Delaney 1998). Sänkorna av fosfor balanseras upp av tillflödet till vattenfasen i den naturliga cykeln (Benitez-Nelson 2000).

Ytterligare ett näringsämne som kan vara begränsande är kväve (Conley 2000). Kväve bygger upp aminogrupper i organiskt material och atmosfären har ett innehåll på omkring 80 % kvävgas (Zehr och Kudela 2011). De oorganiska formerna av kväve är nitrit, nitrat och ammonium (Falkowski 1994). Majoriteten av alla fytoplankton använder dessa kväveformer för att tillväxa, eftersom de inte kan fixera kvävgas från atmosfären (Zehr och Kudela 2011). Kvävefixerande organismer kan reducera kvävgasen till ammonium, som blir biologiskt tillgängligt till näringskedjan. Det är även den första formen som bildas vid nedbrytning av organiskt material (Zehr och Kudela 2011). Ammonium är fullt reducerat och är därmed inte energikrävande för organismer att tillgodogöra sig, varav att det snabbt konsumeras. Genom nitrifikation oxideras ammonium vidare till nitrit och nitrat genom nitrifikationsbakterier

(Zehr och Kudela 2011). De oxiderade formerna kan användas av vissa mikroorganismer vid respiration i syrefattiga förhållanden. Denitrifikation äger rum i miljöer med syrebrist, där kväve åter reduceras till kvävgas genom bakterier (Zehr och Kudela 2011). På detta vis kan balansen erhållas, där kväve både träder in i och lämnar havets system (Conley 2000).

Näringsämnena tillförs vattenmiljön även via antropogena källor, där det kan vara svårt att avgöra vad som är naturligt och inte (Benitez-Nelson 2000). Mänsklig aktivitet frigör stora mängder kväve genom markanvändning och markomvandlingar, övergödsling av åkermark och hållning av boskapsdjur (Smith, Tilman och Nekola 1999). Genom detta mobiliseras stora mängder näringsämnen och kan spridas till vattenmiljön via ytavrinning, grundvatten eller genom atmosfären. Förbränning av fossila bränslen och verksamheter som genererar dessa utsläpp är också en källa som kan deponeras både på land och i vatten genom torr- eller våtdeposition (Smith, Tilman och Nekola 1999). Även fosforns kretslopp är påverkat av människan, där stora mängder bryts upp genom gruvdrift för att kunna tillverka konstgödsel. Detta näringsämne överanvänds ofta på en redan mättad mark och även djurhållningen är av betydelse, vilket gör att mycket frisätts direkt till vattendragen (Smith, Tilman och Nekola 1999). Avloppsreningsverk bidrar också till antropogena utsläpp av både fosfor och kväve direkt till de vattendrag som är recipienter. Marina kustband fungerar speciellt som en stor mottagare av näring från antropogena källor (Smith, Tilman och Nekola 1999).

Gällande närsaltsförhållandena uppgår enskilda näringsämnen i nästintill liknande proportioner i havsvattnet som när de gick in i cykeln (Redfield 1958). Ett framtaget medeltal gällande förhållandet mellan kväve och fosfor är 16:1. Bakgrunden till framställningen är att en viss mängd syre förbrukas vid nedbrytning av organiskt material och det är beroende av hur mycket fosfor, kväve och kol som det rör sig om (Redfield 1958). Vidare bestäms mängden fosfat, nitrat och karbonat i vattenmassan i grova drag av planktonens uppbyggnad och innehåll. Detta N:P (nitrogen:phosphorus) förhållande används för att avgöra vilket ämne som är begränsande, som enligt Liebig's minimilag är ämnet som det finns minst av kopplat till den nödvändiga halt som behövs för tillväxt (Redfield 1958). Om kvoten 16 överskrids innebär det att havsområdet är fosforbegränsande och motsatsen gäller för kvävebegränsning (Zehr och Kudela 2011). Det diskuteras däremot kring hur väl Redfieldkvoten stämmer och det har på senare tid tagits fram fler modeller som används i mindre utsträckning (Ptacnik, Andersen och Tamminen 2010). Östersjön som helhet har exempelvis observerats ha ett närsaltsförhållande mycket högre än 16:1 (Granéli 1990). Globalt sett anses marina vattenmiljöer vara kvävebegränsat för primärproduktionens tillväxt (Conley 2000). Det finns även avvikelser från detta, såsom Bottniska viken som har rapporterats vara fosforbegränsat året runt, delvis på grund av låg salthalt. Det har även setts att kust- och flodmynningssystem kan ändra begränsande näringsämne utefter säsongen, där fosfor kan vara begränsande sommartid och kväve under vintertid (Conley 2000; Rolff och Elfwing 2015). Vidare kan biomassan av fytoplankton öka i vattenmassan till det begränsande näringsämnet är slut eller innan de själva har konsumerats (Falkowski 1994). Det är inte lämpligt att bara fokusera på ett näringsämne, eftersom tillväxten blir större när flera näringsämnen tillsätts tillsammans (Conley 2000).

Förvaltningen av Östersjöns kustvatten är en utmaning med hänsyn till det begränsade vattenutbytet med Nordsjön och att både kust- och utsjöområden är eutrofierade (Vigouroux et al. 2021). I tillrinningsområdet finns det över 90 miljoner människor och generellt sett är det mycket åkermark och djurhållning. Näringstillskottet har ökat mycket det senaste århundradet, vilket även anses vara orsaken till eutrofieringen av vattnet (Vigouroux et al. 2021). På senare tid har krafttag gjorts för att minska halterna av kväve och fosfor, där

exempelvis förbättringar skett kopplat till avloppsreningsverk under 90-talet i länder som har tillrinning till Östersjön, vilket har gett synbara förbättringar. Åtgärder har vidtagits främst efter att aktuella länder implementerat regionala ramverk genom Baltic Sea Action Plan år 2007 som är en del av Helsingforskonventionen (Vigouroux et al. 2021). Även lokala antaganden för att förbättra Östersjöns miljö har gjorts i och med EU:s vattendirektiv. Under senaste decenniet har däremot den nedåtgående trenden av näringshalter avtagit i Östersjön som helhet (Vigouroux et al. 2021). Anledningen antas härröra till ursprung av diffusa källor utan en direkt lokalisering. I Östersjön är konsekvenserna av eutrofieringen att primärproduktionen ökar, framför allt fytoplankton, men även blomningar av cyanobakterier har observerats på vissa platser (Murray et al. 2019). Ökade mängder organiskt material innebär ökad sedimentation på bottnarna och när dessa ska brytas ned krävs en ökad förbrukning av syre. Därför är det en storskalig problematik med hypoxi och ökad frisättning av fosfor från havsbottnen i stora delar av Östersjön, samtidigt som akvatiska organismer påverkas (Murray et al. 2019). En studie har däremot kunnat visa att Bottenhavet är påverkat av Egentliga Östersjöns inflöde av djupvatten som har högt fosfatinnehåll och en låg syrehalt (Rolff och Elfwing 2015). Detta når därefter ytvattnet och kan vara bidragande till varför en skiftning mot en kvävebegränsade miljö skulle kunna vara möjligt i Bottenhavet, vilket har kunnat antydas i områden i utsjön (Rolff och Elfwing 2015). Blomningar av cyanobakterier har även setts återkommande i södra delen av Bottniska viken (Rolff och Elfwing 2015). Det är viktigt med en ökad kunskap om näringsämnena i hela Östersjöområdet för miljöförvaltningens fortsatta arbete (Radtke et al. 2012).

För avloppsreningsverk är teknikerna enklare för att rena fosfor jämfört med kväve (Granéli et al. 1990). De senaste decennierna har Sverige byggt ut sin fosforrening. Gällande kväverening har utvecklingen inte varit densamma, eftersom det är mer kostsamt samtidigt som det finns andra stora bidragande källor som också måste minskas (Granéli et al. 1990). Vattenområden klassas generellt i Europa som känsliga för fosfor om det är flodmynningar eller kustvatten som antingen är eutrofierade eller som riskerar att bli det inom kort, med bedömningsgrunder kopplat till bland annat vattnets morfologi och vattenomsättningstid enligt bilaga 2 punkt A i rådets direktiv om rening av avloppsvatten (91/271/EG). Det är den nationella lagstiftningen som implementerar och genomför direktivets riktlinjer i medlemslandet. Enligt 5 § i Naturvårdsverkets föreskrifter om rening och kontroll av utsläpp av avloppsvatten från tätbebyggelse står att avloppsvattnet före utsläpp i sötvatten eller flodmynning ska renas enligt gällande krav vid reningsverk med minst 2000 personekvivalenter anslutna (NFS 2016:6, 5 §). Det framgår även att vid utsläpp i ett havs- eller kustvattenområde gäller reningskraven istället vid minst 10 000 personekvivalenter anslutna i tätbygdens avloppsreningsverk. När en linje dras tvärs över landet mellan Strömstad och Norrtäljes kommuner, omfattas inte ovanliggande landområden av något krav på kväverening (NFS 2016:6, 5 §). I miljöbalkens allmänna hänsynregler i 2 kap. 3 § förtydligas däremot att verksamheter ska vidta de försiktighetsmått och skyddsåtgärder som är behövliga för att inte orsaka olägenhet för miljö eller hälsa (SFS 1998:808).

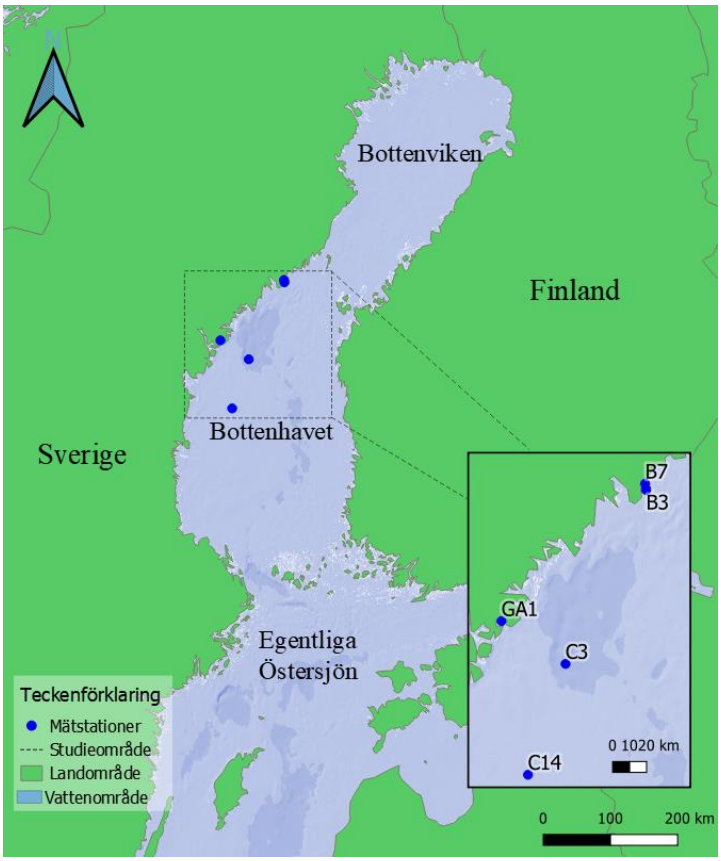
Syftet med studien är att undersöka om det har skett någon temporal förändring av begränsande ämne i Bottenhavet under de senaste 30 åren, för att kunna få en uppfattning kring näringssituationen och en riktlinje kring om rådande krav i lagstiftningen gällande kväverening för avloppsreningsverk är tillräckliga. Studien kommer utgå från följande frågeställningar i) hur ser den temporala förändringen ut av fosfor och kväve i Bottenhavet mellan 1991–2021? och ii) finns det några skillnader i mönstret av närsalter mellan kust- och utsjöstationer?

2 Material och metod

2.1 Geografiskt område

Bottniska viken är en fjordliknande mynning mellan Sverige och Finland i norra delen av Östersjön (Rolff och Elfwing 2015). Själva Bottniska viken är i sin tur uppdelad i två bassänger som angränsar till varandra genom ett grundare parti. Bottenviken heter det norra området och nertill ligger Bottenhavet (Fig. 1), där det sistnämnda ingår i rapportens studieområde. Sydligaste delen av Bottenhavet angränsar, med ett tröskelparti i höjd med Åland, till Egentliga Östersjön (Fig. 1), som i sin tur har sitt vattenutbyte via danska Bälten (Rolff och Elfwing 2015).

Mätstationerna B3 (63º29,98'N; 19º49.14'E) och B7 (63º31,50'N; 19º48,49'E) befinner sig relativt nära varandra vid kusten i Örefjärden, med maxdjupen 25 m respektive 22 m. Station GA1 (62º51,82'N; 18º15,8314'E) befinner sig längre söderut längst kusten i Gaviksfjärden (fig. 1) och har maxdjupet 85 m. Utsjöstationerna C3 (62º39,17'N; 18º57,14'E) och C14 (62º05,99'N; 18º32,91'E) är placerade lite längre söderut i mittersta delen av Bottenhavet, med maxdjupen 210 m respektive 88 m. I Örefjärden rinner Öreälven ut, medan Gaviksfjärden inte är direkt påverkad av en anslutande älv.



Figur 1. Karta över Östersjöområdet och studiens fem mätstationer i Bottenhavet (Esri 2022; OSGeo4 2022).

2.2 Studiens omfång

Under arbetet studerades temporala variationer och mönster av begränsande näringsämnen vid fyra olika mätstationer i Bottenhavet. De parametrar som valdes att undersökas var oorganiskt kväve och oorganisk fosfor i form av koncentrationer av nitrat (NO_3), nitrit (NO_2), ammonium (NH_4) och fosfat (PO_4). Datat som studerades omfattade provtagningar från fem lokaler i

Bottenhavet, tre kuststationer och två utsjöstationer. Studien avgränsades till att undersöka ytvattenvärden (0–10 m) för tidsperioden mellan åren 1991–2021. För kuststationerna togs ett årsmedelvärde fram från alla årets mätningar. Utsjöstationerna saknade däremot provtagningar sommartid, varvid ett vintermedelvärde räknades ut för dessa, inkluderat månaderna december-mars. Data inhämtades från databasen dBotnia som framtagits inom svensk nationell miljöövervakning. Databasen tillhör Umeå marina forskningscentrum, där data samlats från den svenska miljöövervakningen på uppdrag av regionala och nationella förvaltande myndigheter. Undersökningen använde sig därtill av vetenskapliga artiklar via sökmotorn Web of Science och Google Scholar samt aktuell lagstiftning kopplad till avloppsreningsverk.

2.3 Statistisk bearbetning och analys

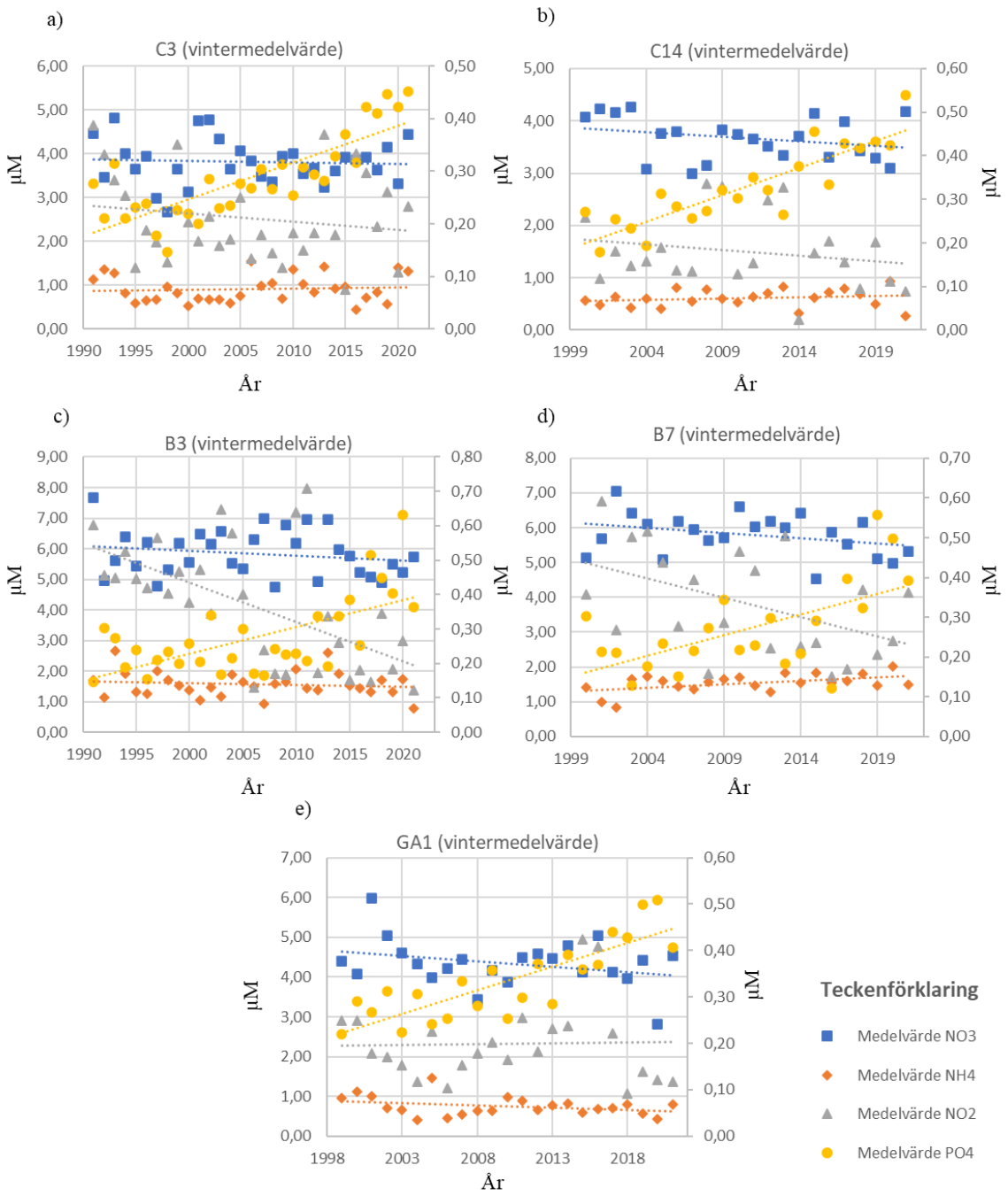
Rådata hanterades i Excel. Kvaliteten på parametrarnas mätvärden genomgicks, där kvalitetskoder med sjuor, som betyder kodningen under detektionsgräns, sattes till halva detektionsgränsen för respektive ämne och kvalitetskoder med treor, som betyder osäkra värden, uteslöts. Den statistiska bearbetningen skedde också i Excel där medelvärden räknades ut för parametrarna. För stationerna B3, C3 och C14 finns provtagningar sedan år 1991, medan GA1 har provtagits sedan år 1998 och B7 sedan år 2000. Station C3 är i studien ihopslagen med en närliggande mätstation som kallas C1 och bidrar med mätningar från åren 1991–1999 samt åren 2018 och 2021. För station C3 saknades även mätvärden för vintersäsongen 1997, varvid ett medelvärde framtogs genom interpolering av tre närliggande provtagningar från februari och november år 1996 och januari år 1998. Medelvärden togs fram för djupen 0–10 m per provtagningstillfälle för varje år. För de tillfällen där flera provtagningar tagits på samma djup vid samma tidpunkt gjordes ett sammanslaget medelvärde. Utifrån dessa värden framräknades sedan ett enda medelvärde för varje år. Därefter ordnades värdena utifrån säsonger istället för år, vilket gjorde att december månads mätvärden blev räknat till efterföljande år. Detta möjliggjorde en sammanhängande säsong mellan månaderna december och mars. Sedan filtrerades månaderna för att få fram medelvärden för vintersäsongen för samtliga mätstationer och helåret för kuststationerna. Detta eftersom det inte fanns tillgängliga data för utsjön under sommaren. Koncentrationerna angavs i enheten µM (mikromolar). Decembers värden tagna år 2021 exkluderades från analysen eftersom dess tillhörande vintersäsong inte ingick i studiens omfång. NO_3 kommer presenteras utförligare än övriga kväveformer i studien, eftersom deras koncentrationer är jämförelsevis liten. Jämförelsen mellan kust- och utsjöstationer gjordes för vintersäsongen, eftersom utsjön endast är provtagen då.

Under analysen räknades DIN (dissolved inorganic nitrogen) ut genom att summera medelvärdena för alla tre kväveformerna. DIN dividerades därefter med DIP (dissolved inorganic phosphorus) för att räkna ut DIN/DIP-kvoten och därmed kunna se när stationerna antingen var kväve- eller fosforbegränsade. Ett statistiskt Mann-Kendall test (Hamed 2009) gjordes också för samtliga kväve- och fosforparametrar för vintersäsongen och helåret samt DIN/DIP-kvoterna för att analysera om det fanns någon positiv eller negativ trend som var signifikant på en 95-procentig signifikansnivå. Detta gjordes för hela studieperioden och även vid jämförelsen mellan kust och utsjö fördelat på tre tidsperioder: 1991–2001, 2001–2011 och 2011–2021, för att se skillnaden mellan grupperna. Ett tvåsidigt t-test med antagen skild varians (Kim 2015) gjordes även för alla parametrarna för att jämföra grupperna kust mot utsjö. Detta för att undersöka om det fanns någon skillnad mellan dem på en 95-procentig signifikansnivå. Även om datasetet inte antogs vara normalfördelat, uppgår provantalet för kuststationerna (n = 76) och utsjöstationerna (n = 53) till höga siffror som styrker tillförlitligheten i sistnämnda analysen.

3 Resultat

3.1 Koncentrationer av närsalter

Mätstationerna för vintersäsongen visar på både skillnader och likheter mellan parametrarna (Fig. 2). Under vintersäsongen finns ingen signifikant upp- eller nedgående trend för NO_3, NO_2 och NH_4 hos någon av mätstationerna och vissa fluktuationer syns över åren (Fig. 2). Kuststationerna, huvudsakligen B3 och B7, visar på högre kvävekoncentrationer än övriga. För alla stationer i studien ökar PO_4 med en signifikant uppåtgående trend sett över hela studieperioden (Tab. 1).



Figur 2. Medelvärden för samtliga mätstationer uträknat för varje års vintersäsong (dec-mar) på djupet 0–10 m. Vänstra axeln visar koncentrationen för NO_3 och högra axeln visar koncentrationer för NO_2, NH_4 och PO_4. Linjära trendlinjer är utritade för parametrarna.

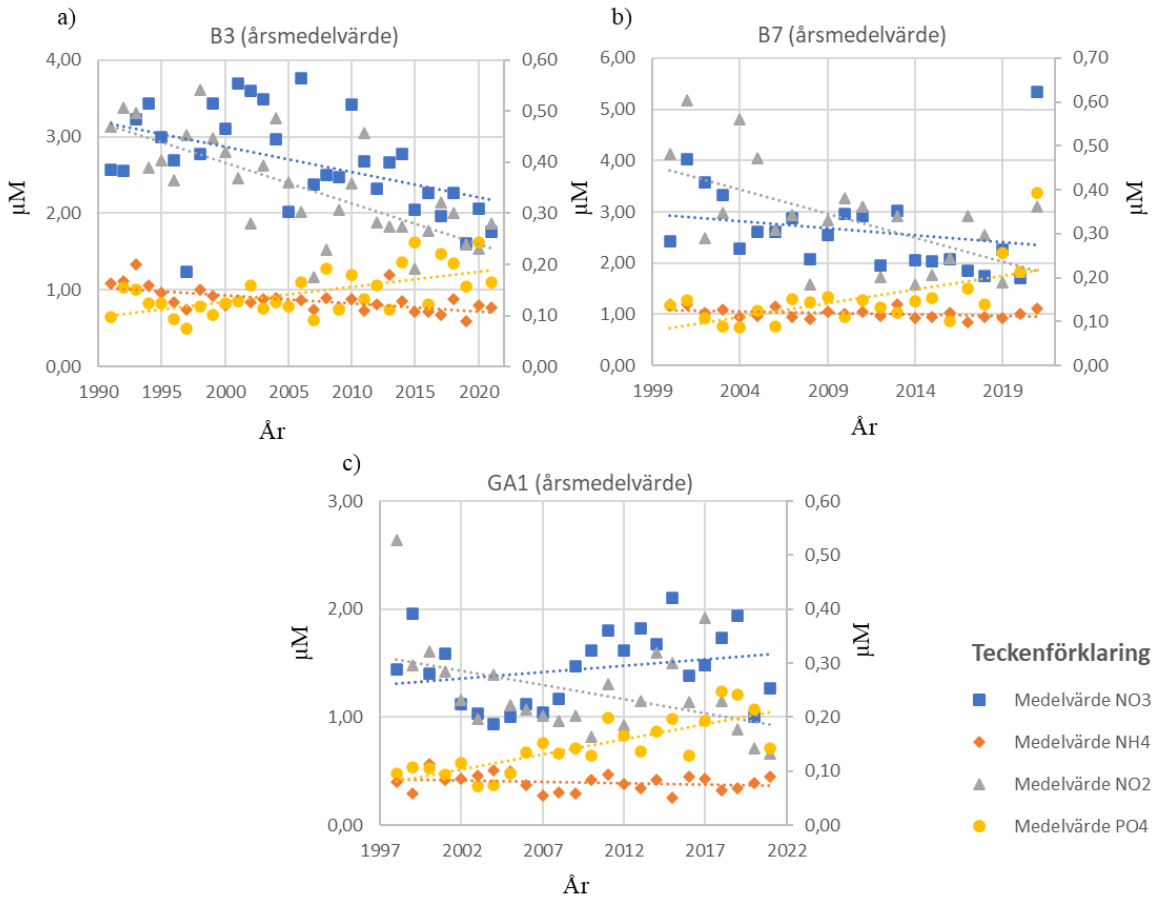
Utsjöstationen C3 toppar med de högsta koncentrationerna av PO_4 både år 2019 och 2021 på halten 0,45 µM (Fig. 2a). Det lägsta mätvärdet observeras år 1998 med värdet 0,15 µM. Station C14 som också är lokaliserad i utsjön visar högsta värdet av PO_4 år 2021 med koncentrationen 0,54 µM och det lägsta år 2001 med 0,18 µM (Fig. 2b). Båda utsjöstationerna har en successiv uppgång av halterna, utan några större fluktuationer (Fig. 2a; Fig. 2b). För kuststationen B3 i Örefjärden kan det högsta värdet ses under år 2022, där 0,63 µM uppnås (Fig. 2c). De lägsta värdena återfinns under de första två decennierna med många närliggande värden. Lägst värde har år 1991 med värdet 0,15 µM (Fig. 2c). Själva ökningen blir mest tydlig från år 2012 (Fig. 2c). Den närliggande kuststationen B7 visar också högre värden av PO_4 under senare år, där toppen inträffar år 2019 med halten 0,56 µM (Fig. 2d). Lägsta värdet finns för säsongen år 2016 med koncentrationen 0,12 µM, varefter halterna intar allt högre värden sett över studieperioden. Den sista kuststationen GA1 i Gaviksfjärden visar en successiv uppgång av koncentrationer till det högsta värdet 0,51 µM år 2020 (Fig. 2e). De lägsta värdena återfinns i början av studieperioden, där den minsta koncentrationen visar 0,22 µM för år 2003.

Tabell 1. Trendanalys (Mann-Kendall) för samtliga mätstationer och parametrar för både helår och vintersäsong under hela studieperioden. S avgör om trenden är uppåtgående eller nedåtgående på en 95-procentig signifikansnivå. Positiva signifikanta trender markeras i rött och negativa markeras i blått ($p \geq 0,05$). För övriga kan ingen signifikant trend urskiljas ($p \leq 0,05$).

Station: Vintersäsong	**Medel NO3**	**Medel NO2**	**Medel NH4**	**Medel PO4**	**DIN/DIP**
C3	p: 0,747 S: -0,002	p: 0,551 S: 0,000	p: 0,424 S: -0,001	p: 0,000 S: 0,007	p: 0,000 S: -0,338
C14	p: 0,135 S: -0,030	p: 0,297 S: 0,001	p: 0,272 S: -0,002	p: 0,000 S:0,012	p: 0,000 S: -0,479
B3	p: 0,332 S: - 0,013	p: 0,622 S: -0,001	p: 0,001 S: -0,012	p: 0,002 S: 0,006	p: 0,006 S: -0,604
B7	p: 0,135 S: -0,036	p: 0,085 S: 0,001	p: 0,040 S: -0,009	p: 0,017 S: 0,010	p: 0,014 S: -0,940
GA1	p: 0,443 S: -0,012	p: 0,234 S: -0,001	p: 0,597 S: -0,001	p: 0,000 S: 0,010	p: 0,000 S: -0,490
Station: Helår	**Medel NO3**	**Medel NO2**	**Medel NH4**	**Medel PO4**	**DIN/DIP**
B3	p: 0,003 S: -0,038	p: 0,000 S: -0,002	p: 0,000 S: -0,008	p: 0,002 S: 0,003	p: 0,000 S: -0,689
B7	p: 0,014 S: -0,053	p: 0,067 S: -0,01	p: 0,022 S: -0,010	p: 0,007 S: 0,004	p: 0,000 S: -1,004
GA1	p: 0,180 S: 0,017	p: 0,427 S: -0,000	p: 0,015 S: 0,005	p: 0,000 S: 0,005	p: 0,000 S: -0,501

Provtagningarna för helåret vid kuststationerna visar som helhet lägre koncentrationer och en del skilda tendenser gentemot motsvarande vintersäsong (Fig. 2; Fig. 3). Helåret visar likt som för vintersäsongen en signifikant uppåtgående trend för PO_4 för stationerna (Tab. 1). För NO_3, NO_2 och NH_4 ser det däremot annorlunda ut, där en signifikant nedåtgående trend kan urskiljas för alla kuststationerna, med undantag för NO_3 och NO_2 för station GA1 och NO_2 för station B7. Örefjärdens ena station B3 visar för PO_4 en tydligare ökning av koncentrationerna under mitten av 10-talet och under åren 2015 och 2020 toppar halterna på 2,24 µM (Fig. 3a). Tidigare år har ökningen av koncentrationerna inte varit lika stora och mellan åren 1997–2007 har halterna varit mellan 0,08 µM och 0,16 µM. För NO_3 har en större nedgång skett under

det senaste decenniet med värden mellan 2,78 µM och 1,76 µM (Fig. 3a). Tidigare decennium har istället haft högre värden fram tills toppen år 2006 på koncentrationen 3,76 µM. För station B7 ses liknande trender och där PO_4 visar högre uppmätta värden sedan några år tillbaka, i liknande koncentrationer som för B3 (Fig. 3a; Fig. 3b). För NO_3 är halterna något lägre över åren och värdena har en lägre spridning, men i övrigt är trenden för båda stationerna i Örefjärden liknande. Den sista stationen för helåret är GA1 i Gaviksfjärden och här visar PO_4 liknande trender också. Högsta värdet syns år 2018 med halten 0,25 µM och lägsta halterna finns istället i början av studieperioden där exempelvis år 2003 uppgår till värdet 0,07 µM (Fig. 3c). Här har inte NO_3 någon signifikant trend, men koncentrationerna har varit högre under 10-talet jämfört med både tidigare år och början på 20-talet.



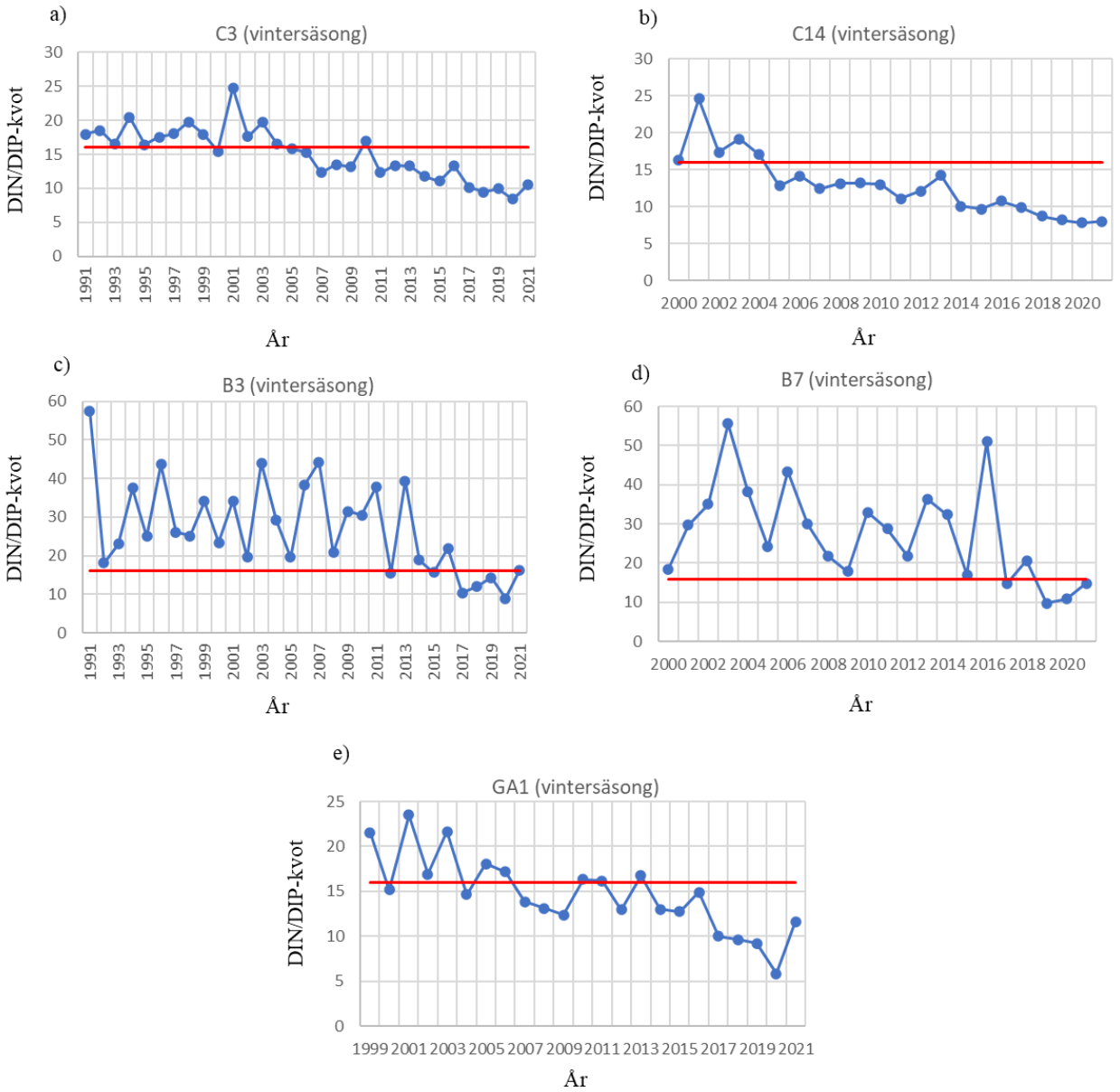
Figur 3. Medelvärden uträknat under helåret för kuststationerna på djupet 0–10 m. Vänstra axeln visar koncentrationen för NO_3 och högra axeln visar koncentrationer för NO_2, NH_4 och PO_4. Linjära trendlinjer är utritade för parametrarna.

Vid en jämförelse av vintersäsongen mellan utsjöstationerna och kuststationerna finns det en likhet i att inga kväveformer visar någon signifikant trend, medan PO_4 har en signifikant uppåtgående trend för hela studieperioden (Tab. 1). Utifrån t-test finns det för PO_4 ingen olikhet mellan grupperna kust och utsjö ($p = 0,45$). Båda dessa grupper har ett liknande medelvärde på 0,30 µM i utsjön och 0,29 µM vid kusten, med en mycket låg varians ($\leq 0,01$). Vid Mann-Kendall test för tidsperioden 2001–2011 urskiljs en uppåtgående trend av PO_4 för utsjöstationen C14 ($p = 0,00$). Tidsperioden 2011–2021 visar istället en uppgång för båda utsjöstationerna C3 ($p = 0,00$) och C14 ($p = 0,02$) samt kuststationerna B3 ($p = 0,02$) och GA1 ($p = 0,01$). För station B7 säkerställs ingen trend ($p=0,05$). Vidare till parametern NO_3 finns istället en signifikant skillnad mellan kust- och utsjöstationerna ($p < 0,00$). Medelvärdena

skiljer sig mer, där utsjön hamnar på 3,75 µM och kusten på 5,38 µM. Därtill är variansen större med 0,91 respektive 0,23. Det är tydligt att kusten har högre värden gällande NO_3 jämfört med utsjön, speciellt i Örefjärden (Fig. 2). Det finns en signifikant minskande trend av NO_3 för utsjöstationen C3 ($p = 0,03$) och kuststationen GA1 ($p = 0,04$) under tidsperioden 2001–2011. Fortsättningsvis finns inte heller någon likhet mellan grupperna när det gäller NO_2 ($p < 0,00$). Kuststationerna har generellt högre koncentrationer av NO_2 (Fig. 2), vilket även syns i medelvärdet där kuststationerna hamnar på 0,12 µM och utsjöstationerna på 0,08 µM. Variansen är också mycket låg för båda gruppernas medelvärde ($\leq 0,00$). För NH_4 ser det liknande ut, där ingen skillnad finns mellan kust- och utsjöstationer ($p < 0,00$). Utsjön har ett medelvärde på 0,31 µM och högre högsta värden (Fig.2) i jämförelse med kusten som har totala medelvärdet 0,20 µM, båda med låg varians på 0,01 respektive 0,02. För både NO_2 och NH_4 säkerställs inga signifikanta trender vid uppdelning av alla stationerna i tidsperioder ($p > 0,05$).

3.2 DIN/DIP-kvoter och begränsande ämne

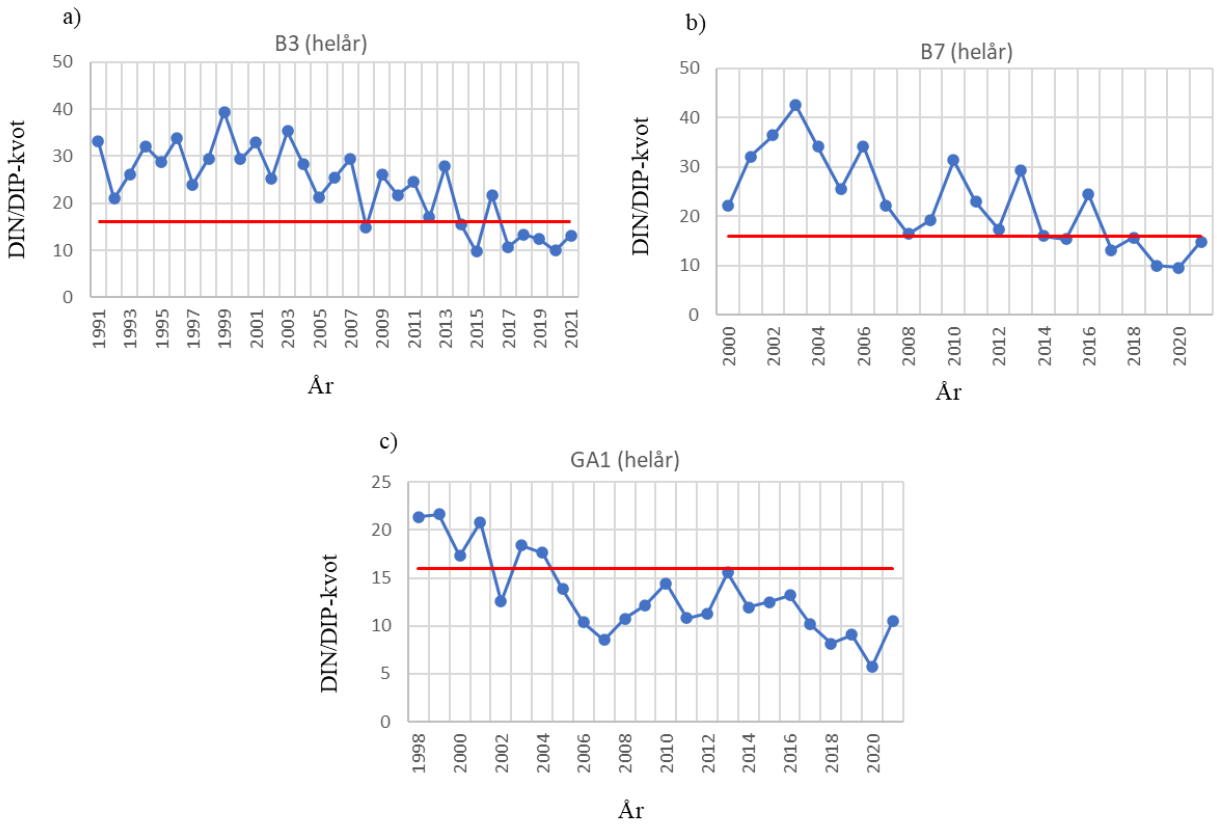
DIN/DIP-kvoterna för vintersäsongen skiljer sig mellan mätstationerna både när det gäller fluktuationer och begränsande ämne över tid (Fig. 5). Alla mätstationer visar däremot en nedåtgående signifikant trend (Tab. 1). Utsjöstationen C3 ger ett omslag från fosforbegränsning till kvävebegränsning vid år 2006 (Fig. 5a). Undantaget från detta är år 2010, då Redfieldkvoten 16 överskrids. I övrigt håller sig kvoten mellan 13,36 och 8,38 ända fram tills år 2021 (Fig. 5a). Under 90-talet och halva 00-talet var det istället ett fosforbegränsat tillstånd som dominerade, där högsta kvoten var 24,76 under år 2001 (Fig. 5a). För den andra utsjöstationen C14, framkommer ett tydligt omslag till kvävebegränsning år 2005 och som sedan består resten av studieperioden (Fig. 5b). Den lägsta kvoten var 7,98 för vintern år 2021. Mellan åren 2000–2004 var det istället fosforbegränsat med högsta kvoten på 24,63 året 2001 (Fig. 5b). Fortsättningsvis råder fosforbegränsning för Örefjärdens kuststation B3 till största del ända fram tills omslaget vintern år 2017 (Fig. 5c). Den högsta kvoten var 57,37 för vintern år 1991, vilket även är den totalt högsta kvoten jämfört med alla övriga mätstationer (Fig. 5). Fluktuationerna har däremot varit väldigt stora (Fig. 5c). Perioden med kvävebegränsning råder mellan åren 2017–2020 där kvoterna är mellan 8,94 och 14,39. Den närliggande stationen B7 visar också stora fluktuationer under studieperioden (Fig. 5d). Omslaget till kvävebegränsning sker senast för denna station, under vinter år 2019 (Fig. 5d). Tillståndet är kvävebegränsat fram tills år 2021 och kvoterna är mellan 9,76 och 14,83. Från år 2000 fram tills år 2016 har det endast varit fosforbegränsat med högsta kvoterna år 2003 och 2016 på 55,59 respektive 50,99 och de lägsta år 2015 med kvoten 16,98, vilket återigen speglar de stora variationerna (Fig. 5d). Den sydligaste kuststationen GA1 har ett omslag i DIN/DIP-kvoten år 2014 och som fram tills 2021 har varit mellan 14,90 och 5,85 och därmed varit kvävebegränsat (Fig. 5e). Tidigare på 00-talet har det huvudsakligen varit fosforbegränsat, med kvoter mellan 23,48 och 16,18. Några undantag med kvävebegränsning uppkommer, däribland en sammanhängande period mellan åren 2007–2009 (Fig. 5e).



Figur 5. DIN/DIP-kvoten (blå) uträknad för alla mätstationerna under vintersäsongen (dec-mar). Kvoten 16 är särskilt utmarkerad (röd), där ett överskridande innebär fosforbegränsning och ett underskridande betyder kvävebegränsning utifrån Redfields modell.

Helårets DIN/DIP-kvoter är totalt sett något lägre och visar, som tidigare konstaterats, signifikant nedåtgående trender för stationerna (Tab. 1). Örefjärdens stationer B3 och B7 har liknande tidpunkter för omslag till kvävebegränsning, med bara några år tidigare än vintersäsongen (Fig. 5c-d; Fig. 6c-d). Station B3 visar omslaget till kvävebegränsning år 2014 och detta håller i sig till år 2021, med undantag för år 2016 (Fig. 6a). Under perioden med kvävebegränsade tillstånd har kvoterna varit mellan 9,67 och 15,58. Stationen visar fosforbegränsning mellan år 1991 och 2013, med undantag för år 2007 (Fig. 6a). Kvoterna ligger då mellan 39,46 och 17,02, med stor variation mellan åren. Vidare har station B7 omslaget till kvävebegränsning år 2017, där kvoterna varit mellan 15,56 och 9,53 hela studieperioden ut. Stationen är istället fosforbegränsad mellan åren 2000–2016, med några undantag (Fig. 6a). Uträknade kvoter har under denna fosforbegränsade period legat mellan 42,51 och 17,33, med flera upp- och nedgångar även här. För station GA1 i Gaviksfjärden

sker omslaget för helårsmedelvärdet mycket tidigare än för vintersäsongen, redan vid år 2005, vartefter det har varit kvävebegränsat ända fram tills 2021 (Fig. 6c). Kvoterna har varierat mellan 15,56 och 5,71. Mellan 1998 och 2004 har det varit fosforbegränsat med värden mellan 21,64 och 17,29 med endast ett undantag (Fig. 6c).



Figur 6. DIN/DIP-kvoten (blå) uträknad för alla mätstationerna under helåret (jan-dec). Kvoten 16 är särskilt utmarkerad (röd), där ett överskridande innebär fosforbegränsning och ett underskridande betyder kvävebegränsning utifrån Redfields modell.

När kust- och utsjöstationerna jämförs med varandra under vintersäsongen syns det att DIN/DIP-kvoterna är signifikant nedgående för samtliga mätstationer (Tab. 1). Ett t-test visar att det finns en tydlig olikhet för kvoterna mellan båda grupperna ($p > 0,00$). Medelvärdet av kvoterna mellan grupperna skiljer sig, med 23,42 för kusten och 14,17 för utsjön. Samtidigt är variansen högre för kuststationerna på 137,27 jämfört med 16,32 för utsjöstationerna. Vid indelning i tidsperioder framkommer i Mann-Kendall test att under 2001–2011 har DIN/DIP-kvoterna signifikant nedåtgående trender för båda utsjöstationerna C3 och C14 ($p = 0,00$) samt kuststationen GA1 ($p = 0,02$). Exakt samma mönster visas för tidsperioden 2011–2021, där fortfarande endast stationerna B3 och B7 i Örefjärden har oförändrade trender ($p \geq 0,05$). Kuststationerna visar även ett senare omslag tidsmässigt till ett kvävebegränsat tillstånd utifrån DIN/DIP-kvoterna, där samtliga sker under andra halvan av 10-talet (Fig. 5). Detta jämfört med utsjöstationerna, där kvävebegränsning infinner sig redan i mitten på 00-talet. Utsjön visar därför på en längre period av sammanhängande kvävebegränsning och även färre fluktuationer till fosforbegränsade kvoter jämfört med kuststationerna (Fig. 5). Station GA1 skiljer sig däremot från stationerna i Örefjärden, med lägre och mer jämna kvoter redan under 00-talet.

4 Diskussion

4.1 Koncentrationer av närsalter och DIN/DIP-kvoter

Studien visar att för de senaste 30 åren är trenden för fosfat uppåtgående för alla mätstationer under hela studieperioden (Tab. 1). Det finns inte heller någon skillnad i koncentrationerna mellan kust- och utsjöstationerna och sett bara under de senaste 10 åren har alla mätstationerna, förutom B7, en positiv trend av fosfat. Tidigare forskning har sett liknande tendenser vid kusten, med en ökad koncentration av fosfat vid Bottenhavets kust (Andersson et al. 2015). Det har även observerats en nord-sydlig gradient i Östersjön, där fosfathalterna ökar längre söderut. En fråga som det diskuteras kring är om de ökade fosfathalterna i Bottenhavet beror på interna eller externa processer (Ahlgren et al. 2017; Andersson et al. 2015; Rolff och Elfwing 2015). Den angränsande havsbassängen Egentliga Östersjön har storskaliga problem med både hypoxi och anoxi (syrefria bottnar) samt har höga fosfathalter i höjd med haloklinen (språngskikt orsakat av olika salthalt). Det sker en transport av detta vatten som passerar in genom tröskeln vid Ålandshavet och vidare i Bottenhavet, ända till dess mittersta delar (Rolff och Elfwing 2015). Det är inte heller fastställt kring hur djup tröskeln är, men är den djupare än 45 m kan större koncentrationer nå Bottenhavet. De mönster som presenteras i resultatdelen i detta arbete, med tendenser för ökade koncentrationer av fosfat för alla stationer (Tab. 1) kan troligen delvis förklaras med detta inflödande vatten från Egentliga Östersjön med höga fosfathalter, som forskare bedömer sker (Ahlgren et al. 2017; Andersson et al. 2015; Rolff och Elfwing 2015). Detta snarare än att orsaken endast skulle förklaras av antropogen landpåverkan från angränsande län till Bottenhavet eller av interna frigörelseprocesser av fosfor, även om de antropogena utsläppen också visat sig vara stora utsläppskällor (Smith, Tilman och Nekola 1999). Båda delarna kan inverka, men i det större perspektivet är Egentliga Östersjöns påverkan på Bottenhavet sett ur ett regionalt perspektiv mer befäst (Ahlgren et al. 2017; Andersson et al. 2015; Rolff och Elfwing 2015). I Bottenhavet har forskning visat tendenser som tyder på att syreförbrukning som bidrar till minskade syrehalter däremot kan finnas lokalt och som troligen leder till sådana bottenförhållanden att fosfor kan frigöras från sediment på vissa enskilda platser (Rolff och Elfwing 2015). Självklart är det allvarligt om frigörelsen av fosfor breder ut sig mer regionalt till följd av eutrofiering och om det blir en svårhanterad positiv feedback-loop (Delaney 1998), men denna bottenproblematik har varit och är enligt studier fortfarande primärt kopplad till Egentliga Östersjön (Rolff och Elfwing 2015). Över studieperioden visar utsjön och kuststationerna inga olikheter gällande fosfathalter (Tab. 1), men station C14 skiljer ut sig genom att redan under 00-talet ha en signifikant ökande trend av fosfat. Detta skulle potentiellt kunna förklaras med att C14 är den mest sydliga mätstationen i undersökningen och därmed geografiskt närmast Egentliga Östersjön och dess vatteninflöde (Fig. 1). Detta stämmer även överens med den longitudinella gradient som setts för fosfor tidigare (Andersson et al. 2015), men som på senare år har börjat förändrats. Nu observeras istället att grupperna kust- och utsjö blir mer liknande varandra i avseende av fosfor, trots det geografiska avståndet och skiljaktigheterna (Fig. 1).

I resultatet framgår fortsättningsvis att inga trender finns för de oorganiska kväveformerna nitrat, nitrit och ammonium under hela studieperioden för vintersäsongen (Tab. 1). För helåret har de flesta kväveformer minskande koncentrationer för kuststationerna, huvudsakligen för B-stationerna (Fig. 3). Båda B-stationerna har även högre koncentrationer än alla övriga mätstationer under både helåret och vintersäsongen (Fig. 2; Fig. 3). Det finns, i motsats till fosfat, även en signifikant skillnad mellan utsjö- och kuststationer gällande alla tre kväveformer. Under 00-talet såg studien även en signifikant minskning av nitrat för utsjöstationen C3 och kuststationen GA1. Forskare har kunnat se en del liknande mönster

tidigare också, där Bottenhavets kust visat på högre koncentrationer av oorganiskt kväve (Andersson et al. 2015). Även en minskande trend av löst oorganiskt kväve har observerats längs kusten, samtidigt som utsjöstationer i Bottenhavet har setts ha relativt låga halter. Tendensen till högre koncentrationer vid kusten kan härledas till att sötvattendrag vanligen innehåller högre kvävehalter (Andersson et al. 2015). Stationerna B3 och B7 ligger båda placerade i Örefjärden, där Öreälven mynnar ut. Detta kan förklara att kvävehalterna är högre här, eftersom de troligen påverkas nämnvärt mer av älvens kvävebidrag och transporter av näringsämnen från land, som brukar förena dessa typer av sötvattendrag (Tamminen och Andersen 2007). Ytterligare en aspekt att ha i beaktande är att retention sker genom naturliga uppsamlingar i vattendragen, vilket kan minska näringshalterna från land innan de når havet (Arheimer, Dahné och Donnelly 2012). I och med detta kan utsläppen till havet bli upp till omkring 16 % mindre för kväve och 20 % för fosfor. Detta kan ses som en fördel med dagens utmaningar, då det blir en naturlig rening av antropogena landkällor, såsom för avloppsreningsverk med recipient i älv (Arheimer, Dahné och Donnelly 2012). Samtidigt kommer mycket av kvävet som återfinns i de marina kustvattnen aldrig nå ut till det öppna havet (Olofsson, Klawonn och Karlson 2021). Det beräknas att mellan 50-100 % av kvävet som förs med av sötvattendrag, inte kommer ta sig längre ut än kustspannet. Detta blir problematiskt eftersom kvävet kan samlas upp vid kusten och inte bli utspätt på samma sätt, vilket missgynnar kustvattnen. Detta kan förklara en del av den skillnad som studien ser mellan kust och utsjö i kvävehalter, fast med Gaviksfjärden undantagen (Fig. 2). Station GA1 har nämligen ingen tillrinnande älv direkt i fjärden. Att stationen därmed har mer likheter med utsjöstationerna indikerar på en påverkan som är större från vattnet och närsalterna från utsjön än från älvarna som tillrinner från land. Därtill skiljer sig djupen också mycket mellan kuststationerna, där B-stationerna är 22 m respektive 25 m och GA1 är 85 m. Den naturliga omblandningen av vattnet som vanligen sker under vinter och höst, kan förväntas ha djupare omblandning för B-stationerna och därmed få upp mer näringsrikt bottenvatten till ytvattnet innan stratifieringen (Falkowski 1994). Utsjön har i sin tur ännu större djup, där inte samma typ av omblandning troligen kan ske. Det blir även tydligt att perioderna med destratifiering har de högsta närsaltskoncentrationerna, eftersom halterna generellt är lägre för kuststationerna för vintersäsongen jämfört med helåret (Fig. 2; Fig. 3). Aspekten med att näringen konsumeras under tillväxtperioden förklarar också mönstret, där fytoplankton intar större mängder näring från ytvattnet främst under vår och sommar (Falkowski 1994).

Närsaltskoncentrationerna resulterar i olika DIN/DIP-kvoter som har varierat både över åren och mellan mätstationerna (Fig. 4; Fig. 5). För samtliga mätstationer under hela studieperioden, oavsett helår eller vintersäsong, har trenden varit minskande (Tab. 1). Det finns däremot en skillnad i kvoterna mellan kust- och utsjöstationerna. Uppdelning i tidsperioder visar att både 00-talet och 10-talet enskilda hade signifikanta trender nedåt enbart för utsjöstationerna. Utifrån tidigare experiment har det kommits fram till att Bottenhavets kust är fosforbegränsad och att utsjön är kvävebegränsad (Andersson et al. 1997). Forskning har på senare tid även sett att Bottenhavet visar tecken på näringsbalans och en gradvis minskning av kvoterna (Rolff och Elfwing 2015). Denna studies resultat visar liknande tendenser med fosforbegränsning under tidigare år och en successiv minskning av DIN/DIP-kvoterna, varvid de lägsta kvoterna uppnåtts inom de senaste åren (Fig. 4; Fig. 5). För B-stationerna kan en anse att näringsbalans råder sedan mitten på 10-talet. Däremot visar övriga mätstationer snarare tendenser för att anses vara kvävebegränsade, då Redfieldkvoten 16 underskrids med marginal under längre tidsperioder (Fig. 4; Fig. 5). Bottenhavet anses av forskare även vara skiftande beroende på säsong och lokalisering (Rolff och Elfwing 2015), vilket återses för station GA1 som visar omslag till kvävebegränsning nästan 10 år tidigare för helåret jämfört med vintersäsongen (Fig. 4; Fig. 5). Utsjöstationerna visar allra tydligast

mönster för att bedömas vara kvävebegränsade sedan tidigt 00-tal utifrån Redfieldkvoten (Redfield 1958), utan några större fluktuationer, dock är det oklart hur kvoterna skulle se ut för andra årstider. Ingen tydlig förändring syns däremot i skiftning mellan fosfor- och kvävebegränsning beroende på vintersäsongen eller helåret för B-stationerna (Fig. 4; Fig. 5). En gradient har setts tidigare med tydligare fosforbegränsning längre norrut i Östersjön och tydligare kvävebegränsning längre söderut (Tamminen och Andersen 2007). Denna undersökning ser likheter i denna gradient även inom Bottenhavets område, där B-stationerna visar högre DIN/DIP-kvoter (Fig. 4; Fig. 5), vilket återigen pekar på älvens inverkan på närsaltsförhållandet (Andersson et al. 2015; Tamminen och Andersen 2007). Det finns dock invändningar kring själva Redfieldkvoten som modell, där andra indikatorer såsom DIN:TP (dissolved inorganic nitrogen:total phosphorus), har visat sig kunnat vara mer korrekt (Ptacknik, Andersen och Tamminen 2010). Redfieldkvoten är däremot globalt erkänd och används fortfarande i störst utsträckning både inom forskning och förvaltning. Därför är det viktigt att ha i beaktande att Redfieldkvoten inte bör utgöra en gräns som behandlas utefter att vara en skarp sanning, utan ha förståelse kring närsaltsförhållandenas komplexitet och istället se kvoten 16 mer som en riktlinje i bedömningen av trenden. Bedömningen görs att de ökade halterna av fosfor tillsammans med lägre halter av kväve, har lett till de lägre DIN/DIP-kvoterna i utsjön och Gaviksfjärden (Fig. 4). I Örefjärden är kvävehalterna fortfarande relativt höga i jämförelse med fosforhalterna, om än att ökningen har tagit fart för fosfor på senare år, vilket har gett lägre kvoter (Fig. 4; Fig. 5).

4.2 Eutrofiering, avloppsrening och begränsande ämne

Höga näringshalter och förändrade närsaltsförhållanden får konsekvenser, där ökade blomningar av fytoplankton och syrefattiga bottnar är de största riskerna (Ahlgren 2017; Murray et al. 2019). Detta kan i sin tur ge stor ekosystemsproblematik och därför är det viktigt att ständigt hålla koll på den temporala utvecklingen. Bottenhavet som tidigare ansetts vara mer fosforbegränsat (Rolff och Elfwing 2015), kan inte sägas vara detta med samma säkerhet längre när trenden går mot ett tillstånd som är alltmer kvävebegränsat eller såsom vid B-stationerna, visar en tydligare närsaltsbalans (Fig. 4; Fig. 5). På senare tid har forskning visat att det skett en ökning av filamentösa cyanobakterier i Bottenhavets mittersta delar (Olofsson, Klawonn och Karlson 2021). Det har även setts ökningar i dess södra delar (Rolff och Elfwing 2015). De arter som dominerar i biovolym är kvävefixerande, men inte toxiska (Olofsson, Klawonn och Karlson 2021). I denna studies resultat framgår att DIN/DIP-kvoterna har nedåtgående trender (Fig. 4; Fig. 5) och rent logiskt bör denna utveckling ha inverkat på ökningen av cyanobakterier, eftersom de kvävefixerande arterna har en konkurrensfördel gentemot övriga primärproducenter i kvävebegränsande förhållanden (Olofsson, Klawonn, Karlson 2021). Trenden mot kvävebegränsning är därför oroväckande ur synvinkeln att större blomningar gynnas. Syrehalterna har också minskat i utsjön av Bottenhavet under lång tid, men förklaringarna till detta tyder på ökad temperatur, ökad halt DOC (dissolved organic carbon) och bottenvatten med låga syrehalter som transporteras in från Egentliga Östersjön (Ahlgren et al. 2017). Vissa menar samtidigt att näringsämnen härstammade från land är bland de större orsakerna till minskande syrehalter (Carstensen et al. 2014). Därav att det är viktigt att beakta alla dessa faktorer för att undvika större konsekvenser av eutrofiering i framtiden (Ahlgren et al. 2017). Både Egentliga Östersjöns troliga påverkan på DIN/DIP-kvoterna och indikationer av arter som trivs i kvävebegränsat tillstånd (Olofsson, Klawonn och Karlson 2021) visar på vikten att minska antropogena närsalter för att inte samma storskaliga problematik med eutrofiering som idag finns i Egentliga Östersjön tydligare ska sprida sig norrut. Hänsyn bör även tas till att norra delarna av Östersjön historiskt inte är van samma höga näringshalter såsom i söder (Rolff och Elfwing 2015), vilket skulle kunna göra Bottniska viken mer känslig.

Svensk lagstiftning gällande avloppsreningsverk säger idag som huvudregel att ingen kväverening behövs för verksamheter som bedrivs i höjd med Bottenhavet och norrut (NFS 2016:6, 5 §). Bakgrunden till detta baseras på en traditionell syn av att Bottenhavet har fosforbegränsat vatten, men denna studie tillsammans med andra visar motstående tendenser (Andersson et al. 1997; Rolff och Elfwing 2015). Möjligen skulle det kunna vara aktuellt, om inte annat längre fram i tiden, att börja se Bottniska viken som två skilda delar och inte som en helhet i lagstiftningen. Om deras marina miljöer visar på allt större avvikelser från varandra, skulle det vara en god idé att särskilja på ett alltmer kvävebegränsat eller näringsbalanserat Bottenhavet och ett huvudsakligen fosforbegränsat Bottenviken (Tamminen och Andersen 2007) vid kommande bedömningar om reningsåtgärder av kväve. Därför är det viktigt att beslutsfattare och lagstiftare löpande tar del av rapporteringar över närsaltstrendernas utveckling. Om dagens reningskrav av kväve är tillräckliga bör diskuteras vidare. Avloppsreningsverk bidrar med näringsämnen direkt till det vattendrag som är mottagande recipient (Smith, Tilman och Nekola 1999). I Bottenhavet släpps det ut omkring 69 000 ton kväve per år från land och av detta kommer ungefär 2100 ton kväve per år från avloppsreningsverk (Rolff och Elfwing 2015; Olofsson, Klawonn och Karlson 2021). Omkring hälften av externa kvävetillförseln kan antas vara från antropogent ursprung (Olofsson, Klawonn och Karlson 2021; Rolff och Elfwing 2015). Därtill är den interna kvävetillförseln 80 000 ton per år. Helsingforskonventionen föreslår att gränsen för Bottenhavet ska ligga på 79 000 ton per år (Olofsson, Klawonn och Karlson 2021), vilket gör att denna gräns som har bedömts vara lämplig, passeras med nästintill dubbla kvantiteter. Den mängd som kommer från de större avloppsreningsverken med över 2000 personekvivalenter och som därmed inte omfattas av kväverening vid lokalisering i länen längst Bottenhavet (NFS 2016:6, 5 §), kan därmed antas vara relativt låg. Samtidigt är största delen av utsläppen direkt växttillgängligt oorganiskt kväve, men troligen ger det inte några större konsekvenser totalt sett, om än på vissa lokala platser längst kusten (Rolff och Elfwing 2015). Hänsyn måste också tas till att norra delarna av Sverige har en mindre befolkningsmängd, vilket också gör att reningsinsatser inte blir lika effektfulla som i södra Sverige. Studiens trender gällande närsaltskoncentrationer och DIN/DIP-kvoter är därmed sannolikt inte påverkade av närsalter från avloppsreningsverk i störst utsträckning.

Vid frågan om tillstånd till avloppsreningsverk, måste de allmänna hänsynsreglerna i miljöbalken tas hänsyn till idag, där reningsverk som riskerar att medföra olägenhet för vattenmiljön måste vidta skyddsåtgärder eller försiktighetsmått (SFS 1998:808, 3 §). Det ska däremot göras en rimlighetsbedömning kring om kostnaden med åtgärden är skälig i förhållande till miljönyttan (MB 1998:808, 7 §). Enligt modelluträkningar verkar avloppsreningsverk visa effektivast rening av fosfor i syfte att avhjälpa näringsbelastningen, medan kväve bättre avhjälps genom att reducera utsläpp från diffusa källor såsom från åker- och jordbruksmark (Arheimer, Dahné och Donnelly 2012). Samtidigt är kostnaden för kväverening i avloppsreningsverk avsevärt högre än för fosfor (Granéli et al. 1990). Detta skulle tyda på ett ökat behov av att minska kvävebelastningen framför allt inom jordbruket, genom åtgärder kopplat till gödsling och boskapshållning för att ge störst nytta. Samtidigt måste även fosforbelastningen minskas för att inte DIN/DIP-kvoterna ska gå mot en starkare kvävebegränsning och gynna blomningen av cyanobakterier (Olofsson, Klawonn och Karlson 2021). Därför är det viktigt att reduktionsåtgärder avser både fosfor och kväve. Avrinningsområdet till Egentliga Östersjön består av mer jordbruksmark än Bottenhavets avrinningsområde (Rolff och Elfwing 2015), vilket gör att de mest effektiva åtgärderna troligen skiljer sig åt mellan norra och södra Sverige med hänsyn till den skilda markanvändningen. Däremot är det svårare att hantera de diffusa källorna än punktkällorna

såsom avloppsreningsverk (Vigouroux et al. 2021). De diffusa källorna pekas också ut som anledningen till att minskningen av närsalter har upphört i Östersjön (Vigouroux et al. 2021), vilket stärker behovet av fungerande åtgärder. Det mest önskvärda är förstås om åtgärder kan sättas in och lyckas reducera näringsutsläppen där problematiken är som störst, både rent geografiskt och verksamhetsmässigt. Egentliga Östersjön utpekas, som tidigare nämnts, som ett område som påverkar Bottenhavet mycket (Ahlgren et al. 2007; Andersson et al. 2015), varvid att större krafttag behövs gällande både diffusa källor och punktkällor. I denna studie är B-stationerna de enda mätpunkterna som har en tydlig älvspåverkan och därmed är mest direkt influerade av avloppsreningsverk. Däremot rinner inte Öreälven genom några stora samhällen (Lantmäteriet 2021) och saknar därmed påverkan från större avloppsreningsverk med många personekvivalenter anslutna. För att kunna nå de mål och gränsvärden som politikerna har satt upp är det troligaste att både avloppsreningsverk och andra utsläppskällor, inkluderat åkermark- och jordbruk i söder, behöver göra stora insatser (Arheimer, Dahné och Donnelly 2012).

4.3 Slutsats

Sammanfattningsvis har studien kommit fram till att det har skett en ökning av fosfathalter vid flertalet lokaler i Bottenhavet och även minskande trender i DIN/DIP-kvoter som därigenom tyder på ökade inslag av kvävebegränsning i Bottenhavet. Jämfört mellan kust- och utsjöstationer, var det endast fosfathalterna som inte hade någon skiljaktighet mellan grupperna. Kvävehalterna har varit högre vid direkt älvspåverkade kuststationer och dessa har visat jämförelsevis högre DIN/DIP-kvoter under åren. Dessa lokaler har även haft ett senare omslag till kvävebegränsning jämfört med den icke älvspåverkade kuststationen och utsjön, där sistnämnda visade avsevärt tidigare omslag sett över vintersäsongen. Dock skedde omslaget vid samma tidpunkt för Gaviksfjärden för helåret som för utsjön vintertid. De slutsatser som dras av denna studie är att lagar och föreskrifter rörande kväverening för avloppsreningsverk är tillräckligt goda i nuläget. Detta baseras på att Egentliga Östersjön troligen bidrar med höga närsaltshalter till Bottenhavet och att avloppsreningsverken, speciellt i norra Sverige, bidrar med en förhållandevis liten del av kvävekoncentrationerna till kustvattnet. Eftersom inga av provtagningspunkterna i denna studie hade någon avloppspåverkan från större samhällen via anslutande älv, kan inga större slutsatser dras enbart från denna studie. Trots allt visar alla mätstationerna tendenser för en ökad kvävebegränsning och det är viktigt att uppföljande undersökningar utförs för att fortsätta följa trenden och se om näringshalterna och begränsande ämne fortsätter i samma riktning eller ej. Bottenhavet är även geografiskt avlångt och fler undersökningar måste även utföras inom själva havsbassängen, inte minst hos andra älvspåverkade provtagningspunkter söderut. Om trenden mot kvävebegränsning skulle visa sig hålla i sig en längre period för de älvspåverkade kuststationerna och att liknande tendenser syns på fler platser, är det troligt att krav på kväverening för avloppsreningsverk skulle bli aktuellt längre fram och därmed också förändringar av lagar och föreskrifter. Det är av stor betydelse att åtgärder sätts in i god tid vid behov. Eftersom Bottenviken tidigare har ansetts vara fosforbegränsad, är det viktigt att förvaltande myndigheter tar med sig informationen som studien visat i sitt fortsatta arbete med vattenförvaltningen. Det är även av stor vikt att beslutsfattare tar del av utvecklingen av närsaltshalter och begränsande ämne i Bottenhavet för att kunna ta välgrundade beslut i syftet att förbättra vattenmiljön och motverka eutrofiering.

5 Tack

Jag vill rikta ett extra stort tack till min externa handledare Siv Huseby som varit ett viktigt stöd under hela processen och alltid bara varit ett mejl eller samtal bort. Siv har givit förbättringsförslag till studien och med sin entusiasm delat med sig av lärorik kunskap. Tack riktas också till min interna handledare Agneta Andersson för hjälp i planeringen av studiens upplägg och genomläsningar längst vägen. Joakim Ahlgren tackas också för visat intresse, förbättringsförslag och som en värdefull första kontakt. Därtill vill jag tacka svensk miljöövervakning, Havs- och vattenmyndigheten och länsstyrelserna för deras finansiering av datainsamlingen. Tack till Umeå marina forskningscentrum som utför insamling genom provtagningar och analyser i Bottniska viken. Utan er vore denna studie inte möjlig att genomföra. Utöver detta vill jag varmt tacka familj och vänner som har trott på mig i både upp- och nedgångar, alltid har stöttat mig och visat nyfikenhet för mitt arbete.

6 Referenser

Ahlgren, Joakim; Grimvall, Anders; Omstedt Anders; Rolff, Carl och Wikner, Johan. 2017. Temperature, DOC level and basin interactions explain the declining oxygen concentrations in the Bothnian Sea. *Journal of Marine Systems*. 170:22–30.

Andersson, Agneta; Hajdu Susanna; Haecky, Pia; Kuparinen, Jorma och Wikner, Johan. 1996. Succession and growth limitation of phytoplankton in the Gulf of Bothnia (Baltic Sea). *Marine Biology*. 126:791-801.

Andersson, Agneta; Höglander, Helena; Karlsson, Chatarina och Huseby, Siv. 2015. Key role of phosphorus and nitrogen in regulating cyanobacterial community composition in the northern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 164:161-171.

Arheimer, Berit; Dahné Joel och Donnelly Chantal. 2012. Climate Change Impact on Riverine Nutrient Load and Land-Based Remedial Measures of the Baltic Sea Action Plan. *Ambio*. 41:600-612.

Benitez-Nelson, R. Claudia. 2000. The biogeochemical cycling of phosphorus in marine systems. *Earth-Science Reviews*. 51:109-135.

Carstensen, Jacob; Andersen, H. Jesper, Gustafsson, G. Bo och Conley, J. Daniel. 2014. Deoxygenation of the Baltic Sea during the last century. *PNAS*. 111(15):5628-5633.

Conley, J. Daniel. 2000. Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. *Man and River Systems*. 410:87-96.

Conley, J, Daniel; Björck, Svante; Bonsdorff, Erik; Carstensen, Jacob; Destouni, Georgia; Gustafsson, G. Bo; Hietanen, Susanna; Kortekaa, Marloes; Kauosa, Harri; Meier, H. E. Markus; Müller-karulis, Baerbel; Nordberg, Kjell; Norkko, Alf; Nürnberg, Gertrud; Pitkänen, Heikki; Rabalais, N. Nancy; Rosenberg, Rutger; Savchuk, P. Oleg; Slomp, P. Caroline; Voss, Maren; Wullf, Fredrik och Zillén, Lovisa. 2009. Hypoxia-Related Processes in the Baltic Sea. *Environmental science & technology*. 42(10).

Delaney, L. Margaret. 1998. Phosphorus accumulation in marine sediments and the oceanic phosphorus cycle. *Global biogeochemical cycles*. 12(4):563-572.

Esri. 2022. Ocean Basemap. https://services.arcgisonline.com/ArcGIS/rest/services/Ocean/World_Ocean_Base/MapServer/tile/{z}/{y}/{x}https://services.arcgisonline.com/ArcGIS/rest/services/Ocean/World_Ocean_Base/MapServer/tile/{z}/{y}/{x} (Hämtad 2022-06-14).

Falkowski, G. Paul. 1994. The role of phytoplankton photosynthesis in global biogeochemical cycles. *Photosynthesis Research*. 39:235-258.

Fenchel, Tom. 1988. Marine plankton food chains. *Ecological System*. 19:19-38.

Granéli, Edna; Wallström, Kerstin; Larsson, Ulf; Granéli Wilhelm och Elmgren, Ragnar. 1990. Nutrient Limitation of Primary Production in the Baltic Sea Area. *Marine Eutrophication*. 19(3):142-151.
Hamed, H. Khaled. 2008. Exact distribution of the Mann-Kendall trend test statistic for persistent data. *Journal of Hydrology*. 365:86-94.
Janssen, J. D. Paul; Lambreva, D. Maya; Plumeré, Nicolas; Bartolucci, Cecilia; Antonacci, Amina; Buonasera, Katia; Frese, N. Raoul; Scognamiglio, Viviana och Rea, Giuseppina. 2014. Photosynthesis at the forefront of a sustainable life. *Frontiers in chemistry*. 2(36).
Jilbert, Tom; Gustafsson, G. Bo; Veldhuijzen, Simon; Reed, C. Daniel; van Helmond, A. G. M Niels; Hermans, Martijn och Slomp, P. Caroline. 2021. Iron-Phosphorus Feedbacks Drive Multidecadal Oscillations in Baltic Sea Hypoxia. *Geophysical Research Letters*. 48.
Kim, K. Tae. 2015. T test as a parametric statistic. *Korean J Anesthesiol.* 68(6):540-546.
Lantmäteriet. 2021. *Min karta*. https://minkarta.lantmateriet.se/ (Hämtad 2022-05-29).
Murray, J. Ciarán; Müller-Karulis, Bärbel; Carstensen, Jacob; Conley, J. Daniel; Gustafsson, G. Bo; och Andersen, H. Jesper. 2019. Past, Present and Future Eutrophication Status of the Baltic Sea.
NFS 2016:6. Naturvårdsverkets föreskrifter om rening och kontroll av utsläpp av avloppsvatten från tätbebyggelse.
Olofsson, Malin; Klawonn, Isabell och Karlson, Bengt. 2021. Nitrogen fixation estimates for the Baltic Sea indicate high rates for the previously overlooked Bothnian Sea. *Ambio*. 50:203-214.
OSGeo4. 2022. Världskarta. C:\OSGEO4~1\apps\qgis\resources\data\world_map.gpkg (Hämtad 2022-06-14).
Ptacnik, Robert; Andersen, Tom och Tamminen, Timo. 2010. Performance of the Redfield Ratio and a Family of Nutrient Limitation Indicators as Thresholds for Phytoplankton N vs. P Limitation. *Ecosystems*. 13:1201-1214.
Radtke, Hagen; Neumann, Thomas; Voss, Maren och Fennel, Wolfgang. 2012. Modeling pathways of riverine nitrogen and phosphorus in the Baltic Sea. *Journal of geophysical research*. 117.
Redfield, C. Alfred. 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist*. 46(3):205-221.
Rolff, Carl och Elfwing, Tina. 2015. Increasing nitrogen limitation in the Bothnian Sea, potentially caused by inflow of phosphate-rich water from the Baltic Proper. *Ambio*. 44:601-611.
Rådets direktiv 91/271/EGG av den 21 maj 1991 om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse.
SFS 1998:808. Miljöbalk.
Smith, H. Val; Tilman, G. David. och Nekola, C. Jeffrey. 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution.* 100:179-196.
Tamminen, Timo och Andersen, Tom. 2007. Seasonal phytoplankton nutrient limitation patterns as revealed by bioassays over Baltic Sea gradients of Salinity and eutrophication. *Marine Ecology Progress Series.* 340:121-138.
Vigouroux, Guillaume; Kari, Elina; Beltrán-Abaunza, M. José; Uotila, Petteri och Yuan, Dekui. 2021. Trend correlations for coastal eutrophication and its main local and whole-sea drivers- Application to the Baltic Sea. *Science of the Total Environment*. 779.
Voss, Maren; Dippner, W. Joachim; Humborg, Christoph; Hürdler, Jens; Korth, Fredrike; Neumann, T.; Schernewski, Gerald och Venohr, Markus. 2011. History and scenarios of

future development of Baltic Sea eutrophication. *Estuarine, Coastal and Shelf Science.* 92:307-322.
Zehr, P. Jonathan och Kudela, M. Raphael. 2011. Nitrogen Cycle of the Open Ocean: From Genes to Ecosystems. *Annual Review of Marine Science.* 3:197-225.