

# Veg og biomangfold i ferskvann

– endres bunndyrfaunaen i bekker ved påvirkning fra veg og trafikk?

STATENS VEGVESENS RAPPORTER

Nr. 271



**Tittel**

Veg og biomangfold i ferskvann

**Undertittel**

– endres bunndyrfaunaen i bekker ved påvirkning fra veg og trafikk?

**Forfatter**

Thomas Correll Jensen, Zlatko Petrin og Svein-Erik Sloreid (NINA, Norsk institutt for naturforskning, www.nina.no)

**Avdeling**

Statens vegvesen Region sør, ressursavdelingen

**Seksjon**

Plan og prosjektering Buskerud

**Prosjektnummer**

205718

**Rapportnummer**

Nr. 271

**Prosjektleder**

Frode Nordang Bye

**Godkjent av**

Frode Nordang Bye og Sondre Meland

**Emneord**

Vei, biomangfold, bunndyrfauna, bekker

**Sammendrag**

Se s. 3

**Title**

Roads and biodiversity in freshwater

**Subtitle**

– do roads and traffic affect the macroinvertebrate fauna in small streams?

**Author**

Thomas Correll Jensen, Zlatko Petrin and Svein-Erik Sloreid (NINA, Norwegian institute for nature research)

**Department**

Norwegian Public Roads Administration, Planning and Engineering Services Division

**Section**

Planning and Detailed Design Section

**Project number**

205718

**Report number**

No. 271

**Project manager**

Frode Nordang Bye

**Approved by**

Frode Nordang Bye and Sondre Meland

**Key words**

Roads, biodiversity, macroinvertebrate fauna, streams

**Summary**

## Sammendrag

**Bakgrunn.** Vei og veitrafikk påvirker livsmiljøet til ferskvannsorganismer på forskjellige måter, både via endringer i det fysiske miljøet og/eller vannkvaliteten. Det er store kunnskapshull om hvordan det biologiske mangfoldet påvirkes av veier og veitrafikk under norske forhold. Dette gjelder også for virvelløse dyr. Det er dessuten utført svært få undersøkelser av biologiske effekter av vei og trafikk på ferskvannsresipienter. På bakgrunn av dette, ønsket Statens vegvesen å undersøke om bunndyrfaunaen i veipåvirkede bekker avviker fra tilsvarende bekker som ikke er påvirket av vei. Undersøkelsen skulle utføres i tilknytning til E134, på strekningen Hokksund–Kongsberg–Notodden.

**Metode.** Høsten 2011 ble det valgt ut seks små veipåvirkede bekker som krysses av E134. Fordi økologien endres langs en bekk ble det innenfor samme geografiske område også valgt ut seks tilsvarende kontrollbekker som ikke var påvirket av vei. Hver bekk ble undersøkt på to lokaliteter; oppstrøms- og nedstrøms E134 for veipåvirkede bekker. Kontrollbekkene ble undersøkt på lokaliteter oppstrøms- og nedstrøms med tilsvarende avstand mellom lokalitetene. Undersøkelsene ble utført i midten av april 2012 ved lav vannføring etter snøsmeltingen. På hver lokalitet ble det tatt kvantitative bunndyrprøver og vannprøver for kjemisk analyse. I tillegg ble det gjort en vurdering av hydromorfologiske forhold og andre relevante parametere i og rundt bekken. Det er også skaffet data for egenskaper ved nedbørfeltet.

Resultatene er behandlet for å påvise eventuelle endringer av bunndyrsamfunnets mangfold og dets taksonomiske og funksjonelle sammensetning (funksjonelle grupper, forkortet FG) ved påvirkning fra vei. Responsvariable for diversitet er analysert med eksakte permutasjonstester ("factor level sum statistic"). Bunndyrsamfunnets taksonomiske og funksjonelle sammensetning er analysert ved hjelp av de statistiske metodene ikke-parametrisk MANOVA, Non-Metric Multidimensional Scaling og SIMPER-analyse.

**Resultater.** Flere aspekter av bunndyrsamfunnets mangfold var påvirket av vei. Tettheten av bunndyr var generelt høyere i de veipåvirkede bekkene sammenlignet med kontrollbekkene spesielt oppstrøms for vei. Det var en markant signifikant nedgang av tettheten i bekkene nedstrøms vei sammenlignet med kontrollbekkene. Artsrikdommen var høyere i de veipåvirkede bekkene sammenlignet med kontrollbekkene, men den var marginalt lavere nedstrøms vei sammenlignet med oppstrøms. Den høyere artsrikdommen i de veipåvirkede bekkene og den lavere artsrikdommen nedstrøms vei skyldes antakelig forskjeller i

bunndyrtettheten. Vei hadde også en signifikant effekt på jevnheten av bunndyrsamfunnet; det var en liten øking i jevnhet langs kontrollbekkene, men ingen forskjell i jevnhet i de veipåvirkede bekkene mellom lokalitetene oppstrøms og nedstrøms. Ulikheten i artssammensetningen oppstrøms og nedstrøms, dvs. den naturlige forandring i artsammensetningen langs bekkene, var ikke påvirket av vei.

Vei hadde også en markant signifikant effekt på den taksonomiske og funksjonelle sammensetningen av bunndyrfaunaen. Det gjaldt både effekten av vei i seg selv, som indikerer at sammensetningen av bunndyrfaunaen i de veipåvirkede bekkene er forskjellig fra kontrollbekkene, også oppstrøms vei. I tillegg var det en effekt nedstrøms vei, hvilket indikerer at sammensetningen nedstrøms avviker fra oppstrøms veien. Når det gjelder betydning av forskjellige årsaksfaktorer var tilstedeværelsen av vei klart den viktigste prediktoren for bunndyrfaunaen, både for den taksonomiske og funksjonelle sammensetningen. Den nest viktigste faktoren var bekk, det vil si at bekkene i utgangspunktet har relativt forskjellige bunndyrsamfunn. Forskjeller i geomorfologi, nedbørfeltkarakteristika og vannkjemi mellom bekker var av mer underordnet betydning. Det betyr at tilstedeværelsen av vei overstyrer andre miljøforhold som påvirker bunndyrfaunaen.

Knotten *Schoenbaueria pusillum* og døgnfluen *Baetis rhodani* var vanligere i de veipåvirkede bekkene. Andelen av steinfluene *Nemurella pictetii*, *Amphinemura borealis*, *A. sulcicollis*, *Leuctra nigra* og *L. digitata*, døgnfluen *B. niger* samt knotten *Prosimulium latimucro* var lavere i de veipåvirkede bekkene. Det ble også observert et skifte i fordelingen av FGer. I kontrollbekkene utgjorde "shredder-er" og "scrapper-er" store andeler, mens andelen av "filtering collector-er" økte i de veipåvirkede bekkene, spesielt nedstrøms vei.

Bunndyrsamfunnene i de veipåvirkede bekkene var generelt forskjellige fra bunndyrsamfunnene i kontrollbekkene både oppstrøms og nedstrøms for veien og vei overstyrer andre mulige årsaksfaktorer. Derfor tyder resultatene på at nærhet til vei er en viktig påvirkningsfaktor for bunndyrsamfunnet i mindre bekker.

**Diskusjon.** Resultatene fra denne undersøkelsen er sammenlignet med tidligere lignende undersøkelser, som er veldig fåtallig. Det er ikke mulig på bakgrunn av dette studiet å entydig fastslå hvilke faktorer knyttet til veipåvirkning (vannkjemi, geomorfologi eller nedbørfeltforhold) som er den/de viktigste for de observerte endringene i bunndyrsamfunnet. Det er testet hvilke kovariabler som er påvirket av vei. Dette er videre

brukt som utgangspunkt i en diskusjon av mulige årsaksmekanismer. Oppstykking av bekken og det omkringliggende miljøet ved veipassasjen, samt tap av myr og våtmark i nedbørfeltet fremstår som to mulige forklaringer på de endringene som observeres i bunndyrsamfunnet. Det skal likevel understrekes at andre faktorer slik som episoder utenom undersøkelsesperioden med forhøyet vannføring og/eller vesentlig dårligere vannkvalitet i de veipåvirkede bekkene også kan spille inn.

# Innhold

Sammendrag .....	3
1. Innledning .....	8
1.1 Bakgrunn .....	8
1.2 Problemstilling.....	9
2. Materiale og metoder .....	10
2.1 Valg av område og bekker .....	10
2.2 Design og prøvetaking.....	13
2.3 Kjemiske analyser .....	16
2.4 Nedbørfeltdata.....	16
2.5 Resultatbehandling og statistiske metoder .....	17
2.5.1 Vannkjemi, geomorfologi og nedbørfeltkarakteristika.....	17
2.5.2 Mangfold av bunndyrsamfunnet .....	18
2.5.3 Taksonomisk sammensetning av bunndyrsamfunnet .....	19
2.5.4 Bunndyrsamfunnets funksjonalitet .....	20
3. Resultater .....	22
3.1 Vannkjemi, geomorfologi og nedbørfeltkarakteristika .....	22
3.2 Mangfold .....	26
3.3 Taksonomisk sammensetning av bunndyrsamfunnet.....	34
3.4 Bunndyrsamfunnets funksjonalitet.....	39
4. Diskusjon .....	43
4.1 Effekter av vei på mangfold, taksonomisk sammensetning og funksjonalitet av bunndyrsamfunnet.....	43
4.2 Mulige årsaksfaktorer .....	45
4.3 Veipåvirkninger i mindre bekker – mulige konsekvenser for økosystemtjenester....	47
4.4 Veien videre .....	49
5. Referanser .....	51
6. Vedlegg .....	54
6.1 Liste over undersøkte bekker.....	54
6.2 Forklaringer av forkortelser for variabler .....	55

6.3	Bunndyrprøver, registrering av bunndyrtaksa per prøve .....	57
6.4	Bunndyr – funksjonelle grupper .....	61
6.5	Vannkjemi, forklaring av variabler i vedlegg 6.2 .....	63
6.6	Geomorfologi, forklaring av variabler i vedlegg 6.2 .....	64
6.7	Nedbørfeltkarakteristika, forklaring av variabler i vedlegg 6.2 .....	65
6.8	Effekt av vei og lokalitet på kovariabler.....	66

# 1. Innledning

## 1.1 Bakgrunn

For å beskrive de miljømessige kostnadene ved vei og veitrafikk og utbygging av veinettet, er det viktig å vite om og hvordan vei og trafikk påvirker miljøet og det biologiske mangfoldet. På oppdrag fra Statens Vegvesen (SVV) ble det i 2010 utarbeidet en rapport med tittelen "Påvirkning på biologisk mangfold fra veger og vegtrafikk" (Thunes m. fl. 2010). Denne gir en oppsummering av kunnskapen om påvirkninger fra veianlegg og veitrafikk på biologisk mangfold under norske forhold. Rapporten fastslår at det finnes store kunnskapshull innenfor dette temaet. Blant annet er kunnskapsmangelen stor for virvelløse dyr. Nasjonal transportplan (Samferdselsdepartementet 2013) fastslår at det bør satses mer på forskning på effekter av samferdsel på naturområder og naturmangfold.

Mindre bekker utgjør størstedelen av den totale lengden av ferskvannsøkosystemer i rennende vann (Allan & Castillo 2007, Bishop m. fl. 2008). Samtidig er de et viktig grensesnitt mellom det terrestriske og det akvatiske økosystemet (Pettrin m. fl. 2007). Mindre bekker har en variert bunndyrfauna, ofte med høyt biomangfold<sup>1</sup> (Meyer m. fl. 2007). Bunndyrfaunaen spiller en viktig rolle for omsetningen av de store mengdene organisk materiale som disse bekkene mottar fra det omkringliggende terrestriske miljøet (Wallace m. fl. 1997).

Vei og trafikk kan påvirke livsmiljøet i bekker på mange forskjellige måter. Både gjennom strukturelle endringer av bekkeforløpet og endringer av avrenningsforhold, substratsammensetning og vannkvalitet. Bunndyrfaunaen i bekker er følsom for endringer i vannkvaliteten og andre habitatforandringer (Rosenberg & Resh 1993, Wallace & Eggert 2009). Man kan derfor forvente at forandringer i livsmiljøet som skyldes vei og trafikk, vil kunne påvirke bunndyrfaunaen i bekken. En vei som krysser en bekk, medfører for eksempel en oppstyking eller fragmentering av bekken og dens omgivende miljø. Dette kan påvirke den naturlige spredningen av arter i bekken. Forringet vannkvalitet, for eksempel som følge av økte konsentrasjoner av tungmetaller som spres fra veien og trafikken, vil kunne påvirke følsomme bunndyrarter negativt.

---

<sup>1</sup> I vår undersøkelse inngår det en del faglige uttrykk og termer fra faglitteraturen, evt. som bare finnes i den engelske faglitteraturen. For en del av disse finnes det alternative ord og engelske termer er søkt oversatt. I enkelte tilfelle er det engelske uttrykket brukt da det ikke finnes en tilfredsstillende norsk oversettelse. Liste over norske og engelske faguttrykk der det er brukt andre norske alternativer: Arts-/Biomangfold el. mangfold: Arts-/biodiversitet.; jevnhet: "evenness", ulikhet i artssammensetning: "species turnover", artsrikdom: "species richness", artsrikdom justert for tetthet: "individual-based species richness", foss: "cascade", glattstrøm: "run" er ikke så lett å oversette, men her er det oversatt med glattstrøm, "riffle": stryk, "pool": kulp, "reach": bekkestrekning.



I henhold til vannforskriften skal økologisk tilstand for naturlige vannforekomster karakteriseres ved hjelp av struktur og funksjon for det akvatiske økosystemet. Karakteriseringen baseres på undersøkelser av biologiske kvalitetselementer, dvs. forskjellige viktige organismegrupper. Bunndyrfaunaen er et av disse biologiske kvalitetselementene og inngår som en viktig del av vassdragsovervåkingen i Norge i tilknytning til vannforskriften (Direktoratsgruppa 2009). Både det strukturelle og det funksjonelle aspektet er viktig i forhold til økosystemets funksjon. Økosystemets struktur kan beskrives ved systemets mangfold og organismegruppenes sammensetning. Økologisk funksjon kan beskrives ved forskjellige biologiske egenskaper som avspeiler artenes tilpasning til miljøet samt viktige økologiske prosesser (McGill m. fl. 2006). Et velfungerende økosystem er grunnlaget for de ytelsene eller økosystemtjenestene som er til gode for samfunnet (Hassan m. fl. 2005, Vörösmarty m. fl. 2005). For eksempel er integriteten av bunndyrsamfunnet i bekker viktig for produksjonen av fisk og dermed vassdragets rekreative verdi for sportsfiske.

Det funksjonelle aspektet kan for eksempel belyses ved å studere artenes forskjellige næringsstrategier, som avspeiler hvordan de inntar næring og hva slags type næring de lever av. Disse forskjellige strategiene danner grunnlaget for inndelingen av artene i bunndyrsamfunnet i såkalte funksjonelle grupper (FG). Forskjellige stressfaktorer kan påvirke funksjonelle egenskaper til bunndyrsamfunnet i bekker og dermed ha betydning for den økologiske funksjonen til systemet (McGill m. fl. 2006, Petrin 2011).

Kunnskapen om effekter av vei og veitrafikk på virvelløse dyr er veldig begrenset (Thunes m. fl. 2010). Videre finnes det svært få undersøkelser av biologiske effekter av vei og trafikk på ferskvannsresipienter spesielt (Åstebøl m. fl. 2011).

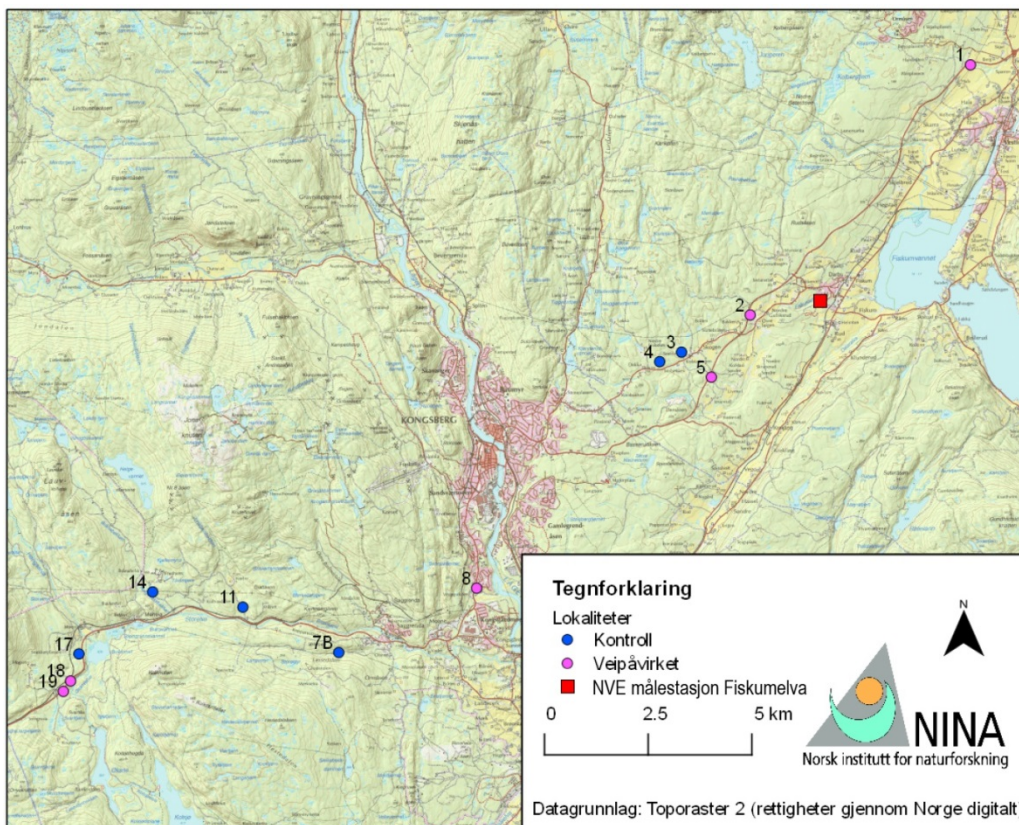
## 1.2 Problemstilling

Den opprinnelige tanken var at prosjektet skulle utformes som før- og etterundersøkelser av bunndyrfaunaen i mindre bekker koblet til utbyggingen av E134 ved Kongsberg, for å undersøke mulige effekter av vei og veikonstruksjon. Ved befaring høsten 2011 ble det klart at det var for få egnede bekkelokaliteter i tilknytning til den veistrekningen av E134 som blir berørt av utbyggingen. SVV og NINA bestemte derfor å endre strategi slik at aspektet med før- og etterundersøkelser ble utelatt. I stedet skal prosjektet undersøke om bunndyrfaunaen i veipåvirkede bekker avviker fra tilsvarende bekker som ikke er påvirket av vei. Selv om strategien i undersøkelsen ble endret, ønsket SVV likevel at prosjektet skulle være koblet til E134 på strekningen øst og vest for Kongsberg.

## 2. Materiale og metoder

### 2.1 Valg av område og bekker

Undersøkelsen fokuserer på mindre bekker av flere årsaker. For det første er effekten av det omgivende miljø på økologien i bekken større i mindre bekker enn i større bekker eller elver (Petrin m. fl. 2007). Derfor vil en eventuell effekt av vei antakelig være tydeligere i mindre bekker. For det andre er det ofte ikke mulig å samle kvantitative bunndyrprøver i større bekker eller elver fordi de er for dype. Ved befaringen høsten 2011 valgte vi seks mindre veipåvirkede bekker som krysses av E134 og seks kontrollbekker av samme størrelse som ikke er veipåvirket (tabell 2.1). De veipåvirkede bekkene ligger ved E134 mellom Hokksund og fylkesgrensen Buskerud/Telemark (Figur 2.1). Kontrollbekkene ligger innenfor det samme geografiske området (Figur 2.1) og har tilsvarende geomorfologi og substratsammensetting som de veipåvirkede bekkene.



*Figur 2.1 Kartutsnitt som viser de undersøkte bekkene langs E134 mellom Hokksund og Notodden. Veipåvirkede bekker, kontrollbekker og NVEs målestasjon i Fiskumelva vist på kartet.*

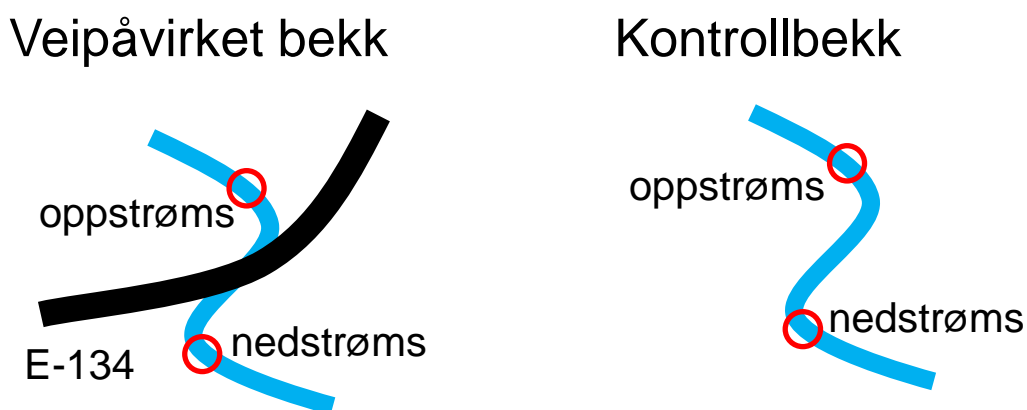
Kontrollbekkene skal beskrive de naturlige forandringene i økologien som skjer langs en bekk (longitudinelle effekter), som ikke skyldes påvirkning fra vei eller veitrafikk. SVV oppgir trafikkbelastningen på E134 på den aktuelle strekningen mellom Hokksund og Kongsberg til å være mellom 6000–12000 ÅDT (Årsdøgntrafikk), og mellom Kongsberg og Notodden til ca 5000 ÅDT. Hele den ovennevnte strekningen av E134 er definert som vinterdriftsklasse A (SVV). I denne driftsklassen er godkjente føreforhold bar veg (tørr eller våt), og salt skal benyttes som preventivt tiltak og for å opprettholde og gjenopprette bar veg. Vinterdriftsklasse A er den av SVVs vinterdriftsklasser der det potensielt saltes mest.

Tabell 2.1 Informasjon om de undersøkte bekkene. Behandling referer til om bekken er påvirket av vei eller ikke, lokalitet refererer til oppstrøms (OS) eller nedstrøms (NS) undersøkt lokalitet i hver enkelt bekk, N og Ø refererer til nord og øst koordinat (UTM-32), Alt til høyde over havet (m), nedbørfelt til hver enkelt lokalitet (m<sup>2</sup>),  $d_{os}-d_{ns}$  er avstanden mellom oppstrøms og nedstrøms lokalitet i den enkelte bekk (m),  $d_{E134}$  er avstanden mellom henholdsvis oppstrøms og nedstrøms lokalitet og E134 i de veipåvirkede bekkene (m), passasje referer til hvordan E134 krysser bekkene.

Bekk nr	Navn	Behandling	Lokalitet	N	Ø	Alt	Nedbørfelt	$d_{os}-d_{ns}$	$d_{E134}$	Passasje
1	Leirdalsbekken	Vei	OS	6623734	547974	40	1994800	153	76	bro
			NS	6623632	548028	18	2034500	153	30	bro
2	Sidebekk til Fiskumelva v. Øvre Gullliksrud	Vei	OS	6617692	542661	154	4143500	102	28	bro
			NS	6617630	542741	146	4192900	102	60	bro
3	Bekk v. Kofstadmoen	Kontroll	OS	6616738	541093	207	1334000	73		
			NS	6616679	541122	181	1355800	73		
4	Bekk v. Jøranrudmoen	Kontroll	OS	6616509	540568	205	579300	111		
			NS	6616414	540615	204	590200	111		
5	Liverudbekken	Vei	OS	6616242	541755	169	4034200	131	36	bro
			NS	6616138	541809	153	4105400	131	63	bro
7B	Lassedalsbekken	Kontroll	OS	6609529	532865	261	5879700	152		
			NS	6609557	533006	250	5973600	152		
8	Svartåstjernbekken	Vei	OS	6611249	536100	160	1975400	194	14	rør
			NS	6611074	536175	153	2051500	194	45	rør
11	Bekk fra Korbu, nord for E134	Kontroll	OS	6610618	530563	314	2959000	219		
			NS	6610426	530633	304	3055100	219		
14	Helgevassbekken	Kontroll	OS	6610983	528398	332	11695500	313		
			NS	6610788	528587	325	12177100	313		
17	Tilløpsbekk på vestsiden av Buvannet	Kontroll	OS	6609497	526628	336	564900	74		
			NS	6609544	526680	329	633100	74		
18	Bekk fra Briskemyra (sidebekk til Øksneelva)	Vei	OS	6608923	526331	371	613000	160	99	kulvert
			NS	6608846	526427	351	643100	160	22	kulvert
19	Bekk fra Finnemyr (sidebekk til Jerpetjernsbekken)	Vei	OS	6608641	526196	362	2797800	88	37	kulvert
			NS	6608597	526254	355	2817400	88	36	kulvert

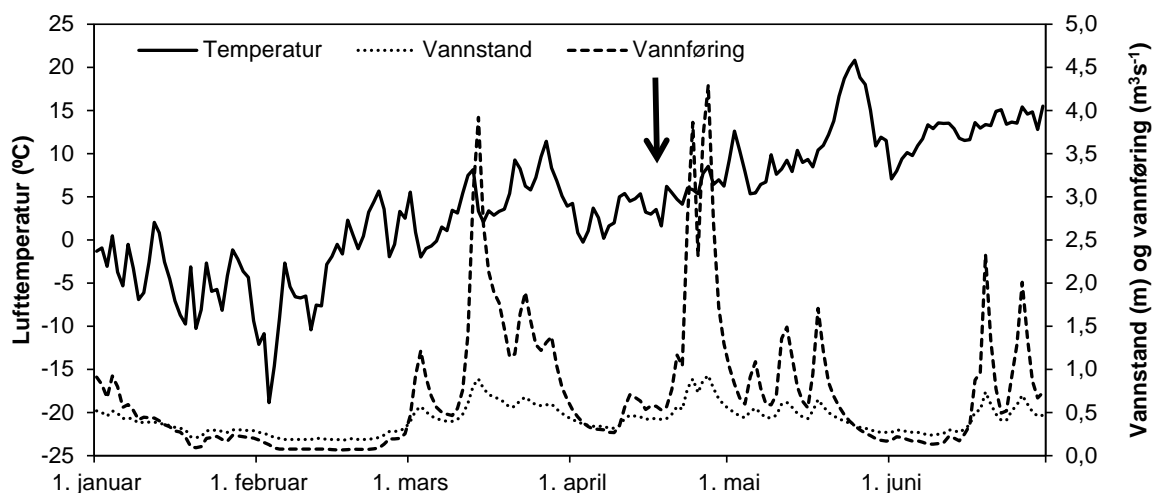
## 2.2 Design og prøvetaking

Hver bekk ble undersøkt på to lokaliteter; de påvirkede bekkene oppstrøms (OS) og nedstrøms (NS) E134 og kontrollbekkene på en OS og NS lokalitet med tilsvarende avstand mellom disse (Figur 2.2). Generelt ble OS og NS lokalitetene valgt så nær hverandre som mulig for å minimere effektene av endringer langs bekkeløpet. NS og OS lokalitetene i de veipåvirkede bekkene ble valgt så tett på veien som mulig (tabell 2.1). Avstanden mellom OS og NS lokalitet er gitt i tabell 2.1, og er tilsvarende for veipåvirkede bekker og kontrollbekker. For tre av de veipåvirkede bekkene er det anlagt bro ved passasjen under E134, en av de veipåvirkede bekkene er rørlagt, og to passerer E134 via kulvert (tabell. 2.1). Bekkene var også valgt utfra hensynet til et passende substrat av småstein/stein. Steder med sand, silt eller steinblokker og berggrunn er lite egnet for den valgte metoden for prøvetaking.



*Figur 2.2 Design for undersøkelsene. Hver av de seks veipåvirkede bekkene ble undersøkt oppstrøms og nedstrøms for E134. De seks kontrollbekkene ble også undersøkt på en OS og en NS lokalitet med samme avstand som i de veipåvirkede bekker.*

Tidspunktet for undersøkelsene ble lagt til midten av april 2012 av to årsaker. For det første var dette rett etter snøsmeltingen, og vannføringen var derfor lav (Figur 2.3), hvilket gjorde selve prøvetakingen enklere. Det er ikke mulig å ta kvantitative bunndyrprøver ved høy vannføring. For det andre bør prøvene tas tidlig på våren av hensyn til de fleste artenes livssyklus. Hvis prøvene blir tatt senere på våren, avtar diversiteten fordi mange av de akvatiske insektene da ikke er på nymfestadiet lenger og har forlatt sitt akvatiske habitat.



Figur 2.3 Døgnmiddelverdier for lufttemperatur, vannstand og vannføring fra NVEs målestasjon i Fiskumelva (NVE, stasjonsnr. 12.193.0) for januar til juni 2012. Pilen angir tidspunktet for prøvetaking.

Til denne undersøkelse var det nødvendig å anvende en kvantitativ metode for bunndyrprøver, fordi det også skulle måles total bunndyrtetthet og tetthet av arter. Derfor ble Surber nett (prøveflate 0,1 m<sup>2</sup>, maskevidde 500 µm, 10 prøver per lokalitet, se figur 2.4) valgt fremfor den såkalte "sparkemetoden", som brukes i tilknytning til Vannforskriften. Sparkemetoden er en kvalitativ metode som bare er i stand til å avdekke forholdsvis store økologiske forskjeller, mens man ved bruk av Surber nett potensielt kan påvise mindre forskjeller. Prøvene med Surber nett ble tatt innenfor den samme strekningen på hver lokalitet på ca. 40–60 m. Hver prøve ble tatt ved at bekkebunnen som var dekket av rammen på surbernettet, forsiktig ble rørt om til en dypde av fem cm i et minutt, og stein ble varsomt skrubbet med en børste. Organismer, organisk materiale og en del andre partikler blir da fanget opp av nettet. Prøvene ble grovsortert umiddelbart, og fiksert med 96 % etanol (sluttkonsentrasjon 70 %) for senere videre sortering, bestemmelse og analyse på laboratoriet med stereolupe/mikroskop. Alle bekkelokalitetene ble fotografert, stedfestet og høyde over havet registrert. Det ble også gjort en vurdering av bredde, dybde, vannføring, grad av skyggelegging fra kantsonen, substratets størrelsesfordeling og "embeddedness", mesohabitat (foss, glattstrøm, stryk og kulp) og mikrohabitat (f.eks. moser, alger, mengde organisk materiale). Dominerende og subdominerende substrat er klassifisert som beskrevet i tabell 2.2. Begrepet "embeddedness" er et mål for i hvilken utstrekning fint partikulært materiale som silt, sand og grus dekker mellomrommene mellom større stein på elvebunnen. "Embeddedness" ble kvantifisert på en skala fra 1 (lav) til 4 (høy). Lav "embeddedness" betyr lite sand og grus, mens høy "embeddedness" betyr mye sand og grus mellom større stein.

De fleste individer i bunndyrprøvene ble bestemt til art, med unntak av tovinger (Diptera, men ikke fjærmygg) som ble bestemt til slekt, samt fåbørstemark, rundormer, vannmidd, muslingkreps, hoppekreps og fjærmygg, som ikke ble bestemt videre.

*Tabell 2.2 Klassifisering av substrattypen som er brukt i undersøkelsen*

Klasse	Størrelse (mm)
S1: Leira, silt	< 0,063
S2: Sand	0,063–2
S3: Fin grus	2–6
S4: Middels grus	6–20
S5: Grovt grus	20–60
S6: Små stein	60–120
S7: Store stein	120–200
S8: Blokk	>200
S9: Fjell	

En kryssende vei oppstykker bekken. Dette kan påvirke den naturlige spredningen av arter i bekken. Oppstykkningen kan både være i forhold til kontinuiteten av selve vannstrømmen (her kalt kontinuum), f.eks. ved at det etableres terskler i forbindelse med veien. I tillegg vil hele bekkemiljøet med det omkringliggende habitatet ofte bli mer fragmentert som følge av en kryssende vei (kalt fragmentering). Graden av fragmentering av bekkestrekningen mellom OS og NS lokaliteter ble kvantifisert i fire klasser: Fra ingen fragmentering i kontrollbekkene til høy grad av fragmentering i den ene av de veipåvirkede bekkene. Kontinuum av vannstrømmen mellom OS og NS lokalitet er også inndelt i fire klasser (1. sammenhengende vannstrøm; 2. mindre kaskader; 3. større kaskader/fosser; 4. tunnel/rør/kulvert). Vi beregnet også fallet på strekningen av bekkene mellom OS og NS lokalitetene for å undersøke om det var forskjell mellom veipåvirkede og kontrollbekker. Fallet er beregnet som forskjellen i høydemeter delt på avstanden mellom OS og NS lokaliteten målt langs bekken. På alle lokalitetene ble det tatt en vannprøve for analyse av vannkjemi samtidig som bunndyrprøvene ble tatt. Det hadde vært ønskelig med en mer omfattende vannkjemisk prøvetaking supplert med en prøve på hver lokalitet tatt under kraftigere avrenningsepisoder, slik at forskjellen mellom høy og lav vannføring kunne analyseres. I tillegg kunne det ha vært ønskelig med sedimentprøver, som gir et mer integrert bilde av forurensingsbelastningen. En slik mer omfattende kjemisk analyse av vann eller sediment var imidlertid ikke mulig innenfor rammen av prosjektet.



*Figur 2.4 Innsamling av bunndyrprøver med Surber nett (Foto: Thomas Correll Jensen, NINA)*

## 2.3 Kjemiske analyser

Vannkjemiske analyser ble utført for å kunne vurdere vannkvaliteten på hver enkelt lokalitet. Alle vannprøvene ble innsamlet i henhold til Norsk standard og de kjemiske analysene ble gjennomført etter akkrediterte metoder ved Analysesenteret i Trondheim (<http://www.trondheim.kommune.no/analysesenteret/>). Følgende analyseparametere ble målt: surhetsgrad (pH), ledningsevne, alkalitet, klorid, sulfat, nitrat, kalsium, magnesium, natrium, total nitrogen, total organisk karbon, total aluminium, organisk monomert aluminium, total monomert aluminium, total fosfor, ammonium, suspendert stoff, turbiditet, kadmium, kobber, nikkel, sink, bly, kvikksølv og olje (hydrokarboner C10–C40).

## 2.4 Nedbørfeltdata

Med utgangspunkt i Regine (den nasjonale hydrografiske inndelingen av vassdragene i Norge) og elvenettverket, ble nedbørfeltene til overvåkningsstasjonene etablert.



Nedbørfeltpolygonene ble deretter brukt til å trekke ut data fra relevant kartinformasjon. Til nedbørfeltene er det knyttet følgende data:

- Fra FKB-AR5 (Norges arealressurser i målestokk 1:5 000) er det innhentet arealdata om arealtype, treslag, skogbonitet og grunnforhold. Videre er det benyttet 10m høydemodell fra Statens Kartverk til å knytte høydeinformasjonen i nedbørfeltene og for å lage et 10m helningsgrid for å bestemme helningskarakteristika innen nedbørfeltene.
- Det er også knyttet punktinformasjon til stasjonsnettet. Dette er informasjon om avstanden mellom OS og NS lokaliteter målt langs elva. Videre har vi målt avstander i luftlinje og avstander langs bekkene til E134 (for veipåvirkede bekker).

## 2.5 Resultatbehandling og statistiske metoder

### 2.5.1 Vannkjemi, geomorfologi og nedbørfeltkarakteristika

De abiotiske variablene, her kalt kovariabler (vannkjemi, geomorfologi og nedbørfeltkarakteristika) er brukt i de statistiske modellene for bunndyrsamfunnets taksonomiske sammensetning og funksjonalitet nevnt nedenfor. Det store antallet kovariabler målt i undersøkelsen, kan komplisere tolkningen av de statistiske modellene. Ordinasjonsmetoden Prinsipal Komponent Analyse (PCA) er en statistisk metode der man reduserer multivariable data til færre dimensjoner. PCA ble brukt for å redusere antallet dimensjoner av de abiotiske kovariablene. Det ble valgt så mange PCA-dimensjoner som var nødvendig for å beskrive ca 50 % av variasjonen i vannkjemien (1. PCA-akse), ca 50 % av variasjonen i geomorfologien (1. PCA-akse og 2. PCA-akse) og ca 50 % av variasjonen i nedbørfeltkarakteristika (1. PCA-akse og 2. PCA-akse). De utvalgte PCA-aksene for henholdsvis vannkjemi, geomorfologi og nedbørfeltkarakteristika er brukt i de statistiske modellene for bunndyrsamfunnets taksonomiske sammensetning og funksjonalitet

Dersom disse undersøkelsene viser endringer i bunndyrsamfunnet som følge av veipåvirkning, må mulige årsaksfaktorer være knyttet til stedevarelsen av vei. For å identifisere mulige drivere har vi testet om vei (behandling: vei/ikke vei, lokalitet: OS/NS, interaksjonen mellom behandling og lokalitet) har en signifikant effekt på kovariablene som kan være mulige årsaksmekanismer. De fleste av de undersøkte kovariablene har en særskilt verdi for hver lokalitet. Effekten av behandling og lokalitet er undersøkt med toveis ANOVA for normalfordelte parametre og med den ikke-parametriske Friedman toveis ANOVA med rangeringer for parametre som ikke var normalfordelt. Kovariablene fragmentering, kontinuum og fall relaterer seg til forskjellen mellom OS og NS lokalitet i en gitt bekk. For disse tre kovariablene er effekten av behandling undersøkt med den ikke-parametriske

Mann Whitney testen. Resultatene av testene er vist i vedlegg 6.8 og blir bare nevnt i selve rapporten her i den grad effekten er signifikant.

### 2.5.2 Mangfold av bunndyrsamfunnet

Biomangfold eller biodiversitet omfatter både genetisk variasjon, variasjon mellom arter og økosystemvariasjon. I denne undersøkelsen fokuseres det på artsmangfoldet. Resultatene for bunndyrprøvene er behandlet med henblikk på å påvise eventuelle strukturelle og funksjonelle endringer av bunndyrsamfunnet som følge av veipåvirkning. Når det gjelder mulige strukturelle endringer er det både sett på artsmangfoldet og sammensetningen av bunndyrsamfunnet. I forhold til økologisk funksjonalitet av bunndyrsamfunnet er det sett på mulige endringer i trofisk funksjon.

De utregnede responsvariablene knyttet til mangfoldet av bunndyrsamfunnet inkluderer den totale tettheten av individer, artsrikdommen, artsrikdom justert for individtetthet, jevnhet av samfunnet og ulikheten i artssammensetningen.

Artsmangfold avspeiler to egenskaper; hvor mange arter som finnes på en lokalitet eller i en prøve, og hvor jevnt fordelt artene er. Vi beregnet artsrikdommen som antall arter per prøve. En eventuell veieffekt på artsrikdommen kan dels skyldes at veien har en effekt på artsrikdommen som sådan, altså at noen arter forsvinner helt ved påvirkning fra vei. Hvis antall individer i en prøve endrer seg, endres også sannsynligheten for å registrere sjeldne arter. En eventuell veieffekt på antall arter per prøve kan derfor også skyldes en effekt på den totale tettheten av antall individer. For å undersøke om vei påvirker artsrikdommen som sådan eller om den observerte effekten egentlig skyldes lavere individtetthet har vi beregnet artsrikdom justert for individtetthet ved "rarefraction" (Gotelli & Colwell 2001). Vi har dermed tatt hensyn til varierende individtettheter.

Artsmangfoldet kan beskrives med ulike diversitetsindekser. Det finnes en rekke forskjellige diversitetsindekser som er mer eller mindre egnet i forskjellige situasjoner. I denne undersøkelsen har vi beregnet indeksen «probability of interspecific encounter» (PIE) (Hurlbert 1971), som et uttrykk for jevnheten i samfunnet. PIE er sannsynligheten for at to tilfeldig valgte individer tatt fra en prøve, er av to forskjellige arter. Høye PIE-verdier tyder på et mer jevnt samfunn, dvs. individantallet er relativt jevnt fordelt mellom artene. Ulike miljøpåvirkninger er vist å kunne endre de biologiske samfunnenes jevnhet. I slike tilfeller

ser man ofte et samfunn med færre arter og større dominans av enkeltarter. PIE tar ikke hensyn til hvilke arter samfunnet består av. PIE er uttrykt som:

$$PIE = (N / (N-1)) * (1 - \sum_i (N_i/N)^2), \text{ (Hurlbert 1971),}$$

der N er total antall individer, og  $N_i$  er antall individer av art i.

Langs en bekk skjer det en naturlig endring i artssammensettingen. Ulikheten i artssammensettingen mellom to lokaliteter kan kvantifiseres ved forskjellige likhets/ulikhetsindekser. Her har vi brukt Bray–Curtis (B–C) ulikshetsindeks (Bray & Curtis 1957) for å undersøke om ulikheten mellom OS og NS lokalitetene i de undersøkte bekkene påvirkes av vei. B–C lik 0 betyr at to lokaliteter har samme artssammensetting (samme arter). B–C lik 1 betyr at to lokaliteter har forskjellig artssammensetting (forskjellige arter). B–C er uttrykt som:

$$d^{BCD} (i, j) = \sum_k |y_{i,k} - y_{j,k}| / \sum_k (y_{i,k} + y_{j,k}), \text{ (Bray \& Curtis 1957),}$$

der y er antall individer av art “k” i prøve “i” og “j”.

Forskjellige statistiske metoder har forskjellige antakelser avhengig av fordelingen av data. Ofte holder disse antakelsene ikke stikk når det gjelder komplekse økologiske data som for eksempel data for hyppigheten av arter i et samfunn (arts–abundans data). Vi har derfor valgt statistiske metoder til analyse av de økologiske responsvariablene som har et minimum av antakelser om fordelingen av data. Vi har brukt permutasjonstester som bare krever at dataene er uavhengige og har identisk fordeling. Vi brukte eksakte permutasjonstester til å sammenligne responsvariablene for mangfold i kontroll og veipåvirkede bekker ved hjelp av “factor level sum statistic” (Good 2005). Denne kan bare brukes for faktorer med to nivåer. Alle testene er gjort på forskjellene i mangfoldet mellom OS og NS lokaliteter i én og samme bekk, for eksempel forskjellen mellom den totale tettheten OS og NS (basert på gjennomsnittene av de ti Surber prøver per lokalitet). For de tetthetsavhengige responsvariablene (tetthet av individer, jevnhet og artsrikdom justert for individtetthet) brukte vi ikke absolutte verdier, men en rangering av responsvariablene i de statistiske testene. For de øvrige responsvariablene knyttet til mangfold, brukte vi både absolutte verdier og rangeringer i de statistiske testene. For testene er det seks replikater (bekker) per nivå/kategori (vei vs. kontroll).

### 2.5.3 Taksonomisk sammensetning av bunndyrsamfunnet

Sammensetningen av bunndyrsamfunnet ble analysert ved hjelp av en ikke–parametrisk MANOVA spesielt utviklet for arts–abundans data (Anderson 2001). P–verdiene i analysene

ble bestemt med permutasjonstester. På grunn av det høye antallet mulige permutasjoner, er p-verdiene ikke eksakte, men de avspeiler en Monte Carlo tilnærming til å beregne p-verdier. De beregnede p-verdiene var likevel omtrent like i flere kjøring. De statistiske modellene inkluderer både behandling (vei/kontroll), lokalitet (OS/NS), interaksjonen mellom behandling og lokalitet, bekk (1,2.....) og andre miljøfaktorer (kovariable) som kan tenkes å påvirke sammensetningen. De statistiske modellene baserer seg altså på de ti Surber prøvene per lokalitet. Et alternativ kunne ha vært å slå de ti prøvene per lokalitet sammen, men dette ville redusere antall mulige permutasjoner, slik at tilfeldigheter ville få større innflytelse på resultatet. Dessuten ville sammenslåing av de ti prøver medføre at variasjonen mellom prøver (den kan være betydelig) komprimeres, og bekk kunne ikke inkluderes som prediktor. Dersom vei påvirker sammensetningen av bunndyrsamfunnet nedstrøms for veien, vil man forvente en signifikant effekt av interaksjonen mellom behandling og lokalitet. Hvis vei påvirker sammensetningen av bunndyrsamfunnet både oppstrøms og nedstrøms for veien, vil man også forvente en signifikant effekt av behandling. En ikke-parametrisk MANOVA gir ikke mulighet for å beregne effektstørrelsen av en prediktorvariabel, slik som en parametrisk ANOVA/MANOVA. I en ikke-parametrisk MANOVA kan likevel den relative betydningen av forskjellige prediktorvariable estimeres ut fra undersøkelse av "mean square" fra analysen (Anderson 2001).

Sammensetningen av bunndyrsamfunnet er fremstilt grafisk ved hjelp av Non-Metric Multidimensional Scaling (nmMDS, Clarke 1993). Det er en ordinasjonsmetode som bl.a. kan brukes til å fremstille forskjeller mellom prøver/lokaliteter basert på abundansdata for bunndyr. nmMDS er valgt fremfor andre ordinasjonsmetoder som for eksempel PCA, da nmMDS krever færre antakelser om dataene.

For å finne ut hvilke arter som bidrar til eventuelle forskjeller i sammensetningen av bunndyrsamfunnene mellom kontrollbekkene og de veipåvirkede bekkene, har vi brukt såkalt SIMPER-analyse (Clarke 1993). SIMPER bestemmer det relative bidraget av hver art/takson til ulikheten funnet mellom grupper og innenfor grupper.

#### **2.5.4 Bunndyrsamfunnets funksjonalitet**

Økologisk funksjon kan beskrives ved forskjellige biologiske egenskaper som avspeiler arters tilpasning til miljøet de lever i. Artene som utgjør bunndyrsamfunnet i en bekk eller elv, har forskjellige strategier for hvordan de inntar næring og hvilken type næring de lever av. Disse forskjellige strategiene danner grunnlaget for inndeling av artene i såkalte funksjonelle grupper (FG). "Scrapers" er planteetere som lever av biofilmen, det vil si alger,

bakterier og sopp som vokser på substratet. "Shredders" er planteetere og nedbrytere som lever av grovt partikulært organisk materiale ( $> 1$  mm) slik som blader, kvister og bakteriefilmen som vokser på disse. "Filtering collectors" er altetere som lever av fint partikulært organisk materiale ( $< 1$  mm) som filtreres fra vannet. "Gathering collectors" er altetere som lever av fint partikulært organisk materiale som de samler fra sedimentet på bunnen av bekken eller elven. "Predators" er rovdyr som lever av hele eller deler av andre dyr. Til sammenligning er "piercers" også rovdyr, men disse stikker hull på og suger ut innholdet fra byttedyret sitt. Vi har brukt denne inndeling av bunndyrsamfunnet i de undersøkte bekkene. Hver av de registrerte taksonene i bunndyrprøvene er klassifisert i henhold til disse seks FG-ene (vedlegg 6.4).

Endringer i sammensetningen av FG-er ble analysert på samme måte som den taksonomiske sammensetningen av bunndyrsamfunnet (avsnitt 2.5.3), dvs. ved hjelp av ikke-parametrisk MANOVA. I motsetning til analysen av artssammensetningen, var PCA-aksene som representerer sekundær variasjon (2. PCA-akse) i geomorfologi og nedbørfeltkarakteristika ikke signifikante. De ble derfor fjernet fra den endelige modellen. Resultatene fra analysen av FG-er skal tolkes på samme måte som for den taksonomiske sammensetningen av bunndyrsamfunnet. Den eneste forskjellen er at resultatene gjelder sammensetningen av FG-er. Resultatene for FG-er er også fremstilt grafisk ved hjelp av nmMDS, og SIMPER er brukt for finne ut hvilke FG-er som bidrar til forskjellene mellom kontrollbekkene og de veipåvirkede. De statistiske analyser er utført i programvaren "R".

## 3. Resultater

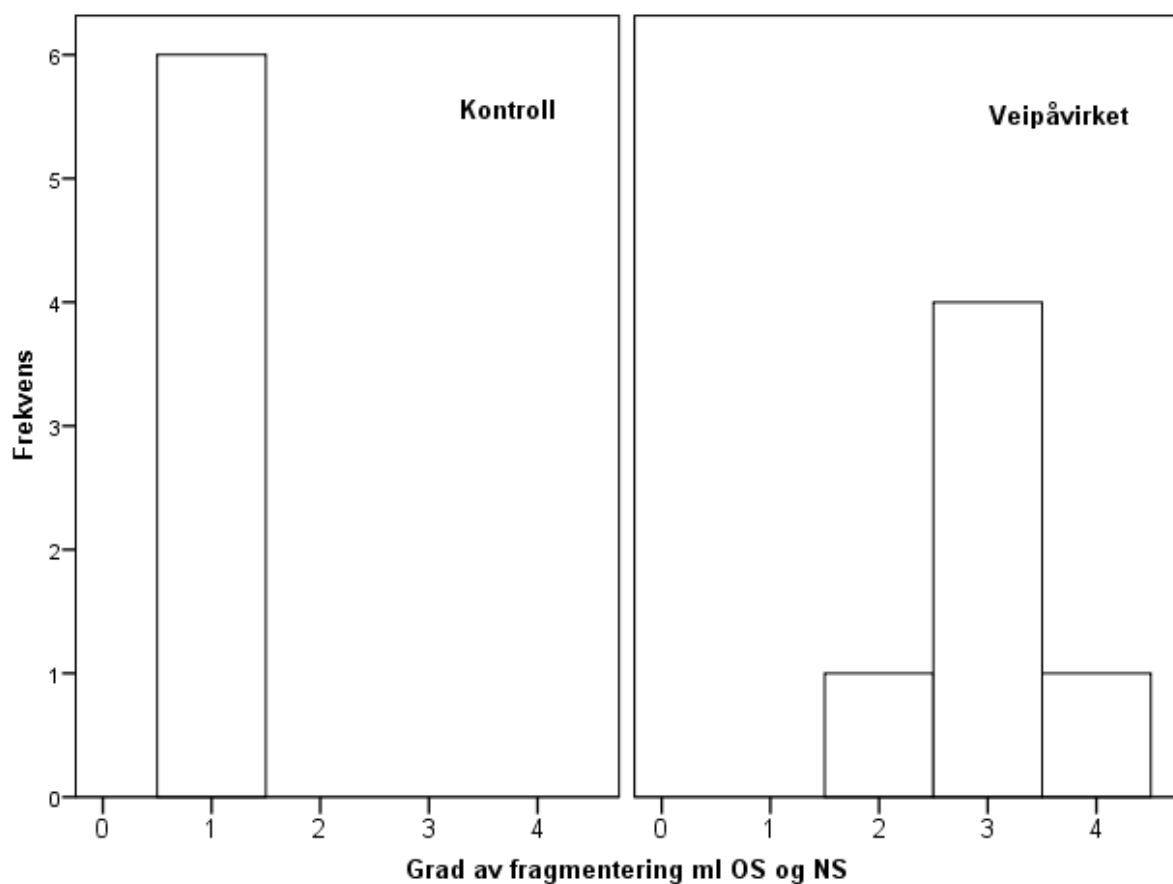
### 3.1 Vannkjemi, geomorfologi og nedbørfeltkarakteristika

Resultatet fra PCA-analysen av vannkjemi, geomorfologi og nedbørfeltkarakteristika fremgår av tabell 3.1. Variasjonen i vannkjemien mellom de undersøkte lokalitetene er hovedsakelig bestemt av alkalitet, ledningsevne, sulfat, Ca og Mg. Variasjonen i geomorfologi er hovedsakelig bestemt av faktorer som er relatert til beliggenheten av lokaliteten (1. PCA-akse), størrelse på bekken og dominerende substrat (2. PCA-akse). Variasjonen i nedbørfeltkarakteristika er bestemt av faktorer som er relatert til andelen skog i nedbørfeltet (1. PCA-akse), andel myr og andel med tykt organisk jordlag (2. PCA-akse).

*Tabell 3.1 Resultater fra PCA av kovariabler i datasettet. Verdier i tabellen er "artsskårer". Positiv skår betyr at variabelen øker langs PCA-aksen og negativ skår betyr at den minker langs PCA-aksen. Variabler bestemmende for PCA-aksene er fremhevet med fet skrift. Forklaring på variablene gitt i vedlegg 6.2.*

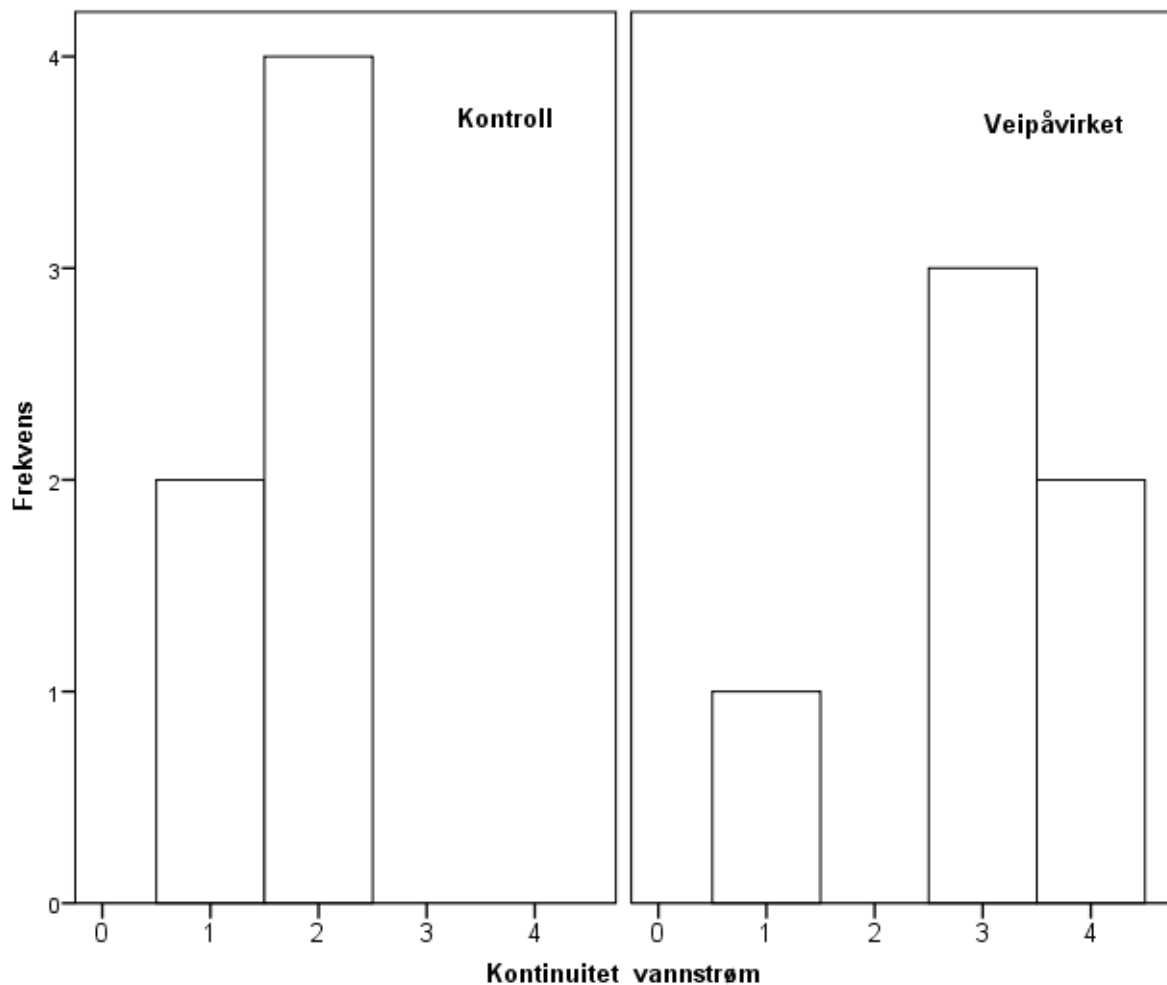
Vannkjemi		Geomorfologi		Nedbørfelt			
Variabel	1. PCA	Variabel	1. PCA	2. PCA	Variabel	1. PCA	2. PCA
<b>Alk</b>	<b>-1,729</b>	<b>N</b>	<b>-2,042</b>	0,535	Nedbørfelt areal	0,664	0,010
<b>Kond</b>	<b>-1,723</b>	<b>Ø</b>	<b>-2,113</b>	0,728	d <sub>E134</sub>	0,153	-1,250
pH	-1,568	Alt	<b>1,939</b>	-0,684	Samferdsel	-0,265	-1,177
TOC	-0,409	<b>Bredde</b>	1,201	<b>1,575</b>	Fulldyrket	0,000	-1,330
Tot-N	-1,566	<b>Dybde</b>	0,827	<b>1,870</b>	<b>Skog</b>	<b>-1,407</b>	0,873
NO <sub>3</sub>	-1,471	Skygging	0,272	0,361	<b>Åpen fastmark</b>	<b>1,536</b>	0,003
NH <sub>4</sub>	-0,210	<b>DS</b>	0,080	<b>1,511</b>	<b>Myr</b>	0,254	<b>-1,517</b>
Tot-P	-1,027	SDS	0,298	0,606	Vann	1,133	-0,474
<b>SO<sub>4</sub></b>	<b>-1,739</b>	Embeddednes	1,197	0,100	Skog bar	-1,459	0,509
Cl	-1,204				Skog løv	0,751	0,367
Al <sub>ICP-MS</sub>	1,272				<b>Skog blanding</b>	0,123	<b>-1,329</b>
Al <sub>org-mono</sub>	1,423				<b>Skog ikke tresatt</b>	<b>1,606</b>	0,128
Al <sub>tot-mono</sub>	1,343				<b>Skog impediment</b>	<b>1,736</b>	0,375
Susp <sub>GFA</sub>	-0,613				Skog lav	-0,753	-0,737
Turb <sub>NTU</sub>	-1,405				<b>Skog middels</b>	<b>-1,665</b>	0,313
Na	-1,262				Skog høy	-0,698	0,346
<b>Ca</b>	<b>-1,756</b>				<b>Fjell i dagen</b>	<b>1,444</b>	0,116
<b>Mg</b>	<b>-1,755</b>				Grunnlendt	1,056	0,651
Cd	-0,121				<b>Jorddekt</b>	<b>-1,453</b>	-0,336
Cu	-1,428				<b>Organnisk jord</b>	0,278	<b>-1,528</b>
Ni	-1,197				Alt <sub>range</sub>	1,222	0,993
Zn	0,491				Slope <sub>nedbørfelt</sub>	-0,282	0,461
Pb	0,386						

For å identifisere mulige årsaker til eventuelle effekter av vei på bunndyrsamfunnet, har vi testet om vei har en signifikant effekt på andre miljøfaktorer, som kan være mulige drivere (vedlegg 6.8). Tilstedeværelsen av vei hadde en signifikant effekt på oppstyking av bekkene både i form av en effekt på fragmentering av bekken og det omkringliggende miljø mellom oppstrøms og nedstrøms lokaliteter (Mann Whitney test,  $p = 0,002$ ), men også på selve kontinuiteten av vannstrømmen i bekkene (Mann Whitney test,  $p = 0,031$ ). De veipåvirkede bekkene fremsto dermed som mer fragmenterte (Figur 3.1) og med en mindre sammenhengende vannstrøm enn kontrollbekkene (Figur 3.2).



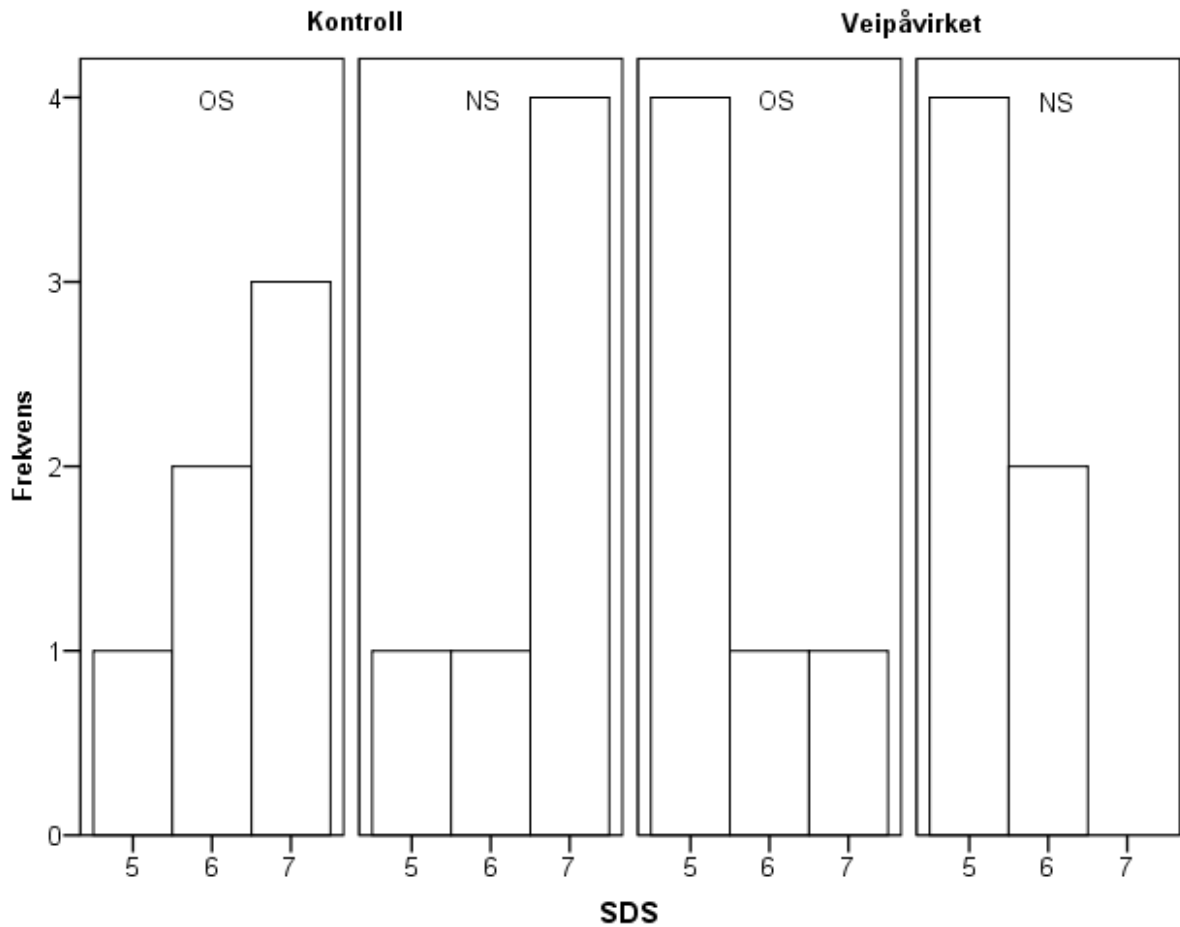
*Figur 3.1 De undersøkte bekkene ble inndelt i fire klasser etter graden av fragmentering/oppstyking mellom OS og NS lokalitet (der 1 betyr ingen fragmentering og 4 betyr høy grad av fragmentering). Figuren viser fordelingen av kontrollbekkene og de veipåvirkede bekkene med hensyn til oppstyking.*

Vei hadde også en signifikant effekt på typen av subdominant substrat (Friedman,  $p = 0,040$ ), men ikke på dominerende substrattype eller på "embeddedness". De fleste kontrollbekkene hadde en subdominerende substrattype med en partikkelstørrelse på 12–20 cm, mens de fleste av de veipåvirkede bekkene hadde subdominerende substrat med en partikkelstørrelse på 2–6 cm (figur 3.3).



Figur 3.2 De undersøkte bekkene ble inndelt i fire klasser etter kontinuiteten av vannstrømmen (kontinuum) mellom OS og NS lokalitet (der 1 betyr høy grad av kontinuum og 4 liten grad av kontinuum). Figuren viser fordelingen av kontrollbekkene og de veipåvirkede bekkene i de fire klassene for kontinuitet av vannstrømmen.

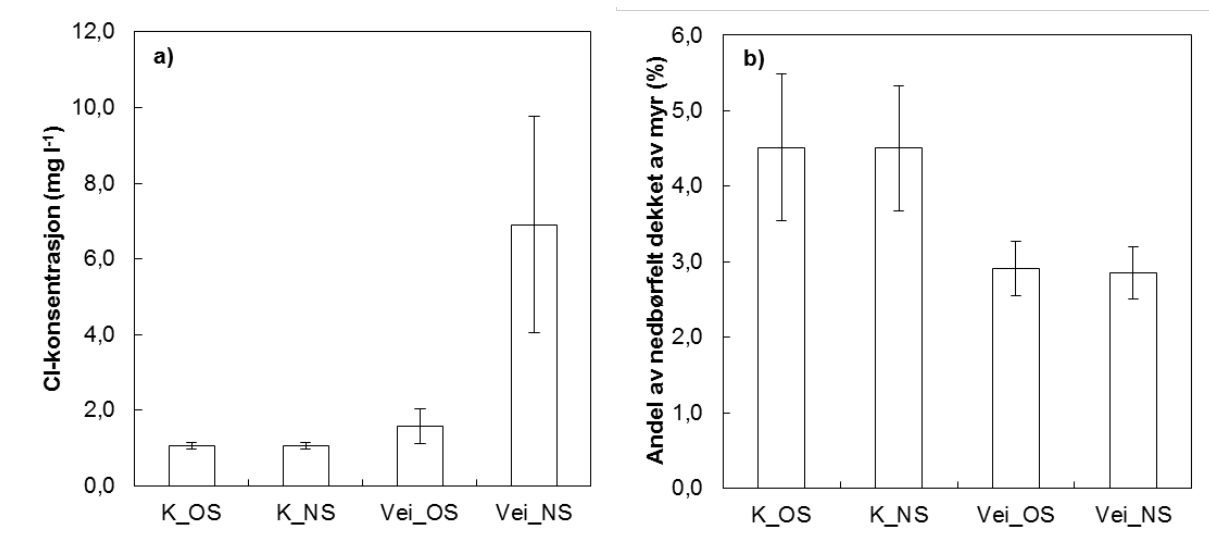




Figur 3.3 Dominerende og subdominerende substrattype (SDS) ble vurdert i de undersøkte bekkene og inndelt i kategorier etter partikkelstørrelse og type (for forklaring av substrattyper se vedlegg 6.1). Figuren viser fordelingen av kontrollbekkene og de veipåvirkede bekkene på OS og NS lokaliteten etter subdominerende substrattype.

Blant de vannkjemiske parameterne målt i denne undersøkelsen, var det bare konsentrasjonen av Cl som ble signifikant påvirket av vei (Friedman test,  $p = 0,013$ ). Konsentrasjonen av Cl var vesentlig høyere nedstrøms veien sammenlignet med kontrollbekkene, mens konsentrasjonen oppstrøms veien var marginalt høyere sammenlignet med kontrollbekkene (figur 3.4 a)).

Sammenhengen mellom vei og andelen av myr i nedbørfeltet til de undersøkte lokalitetene er signifikant (toveis Anova,  $p = 0,036$ ). I de veipåvirkede bekkene var andelen myr i nedbørfeltet vesentlig lavere enn i kontrollbekkene både oppstrøms- og nedstrøms veien (figur 3.4 b)), svarende til en reduksjon på 36 %.

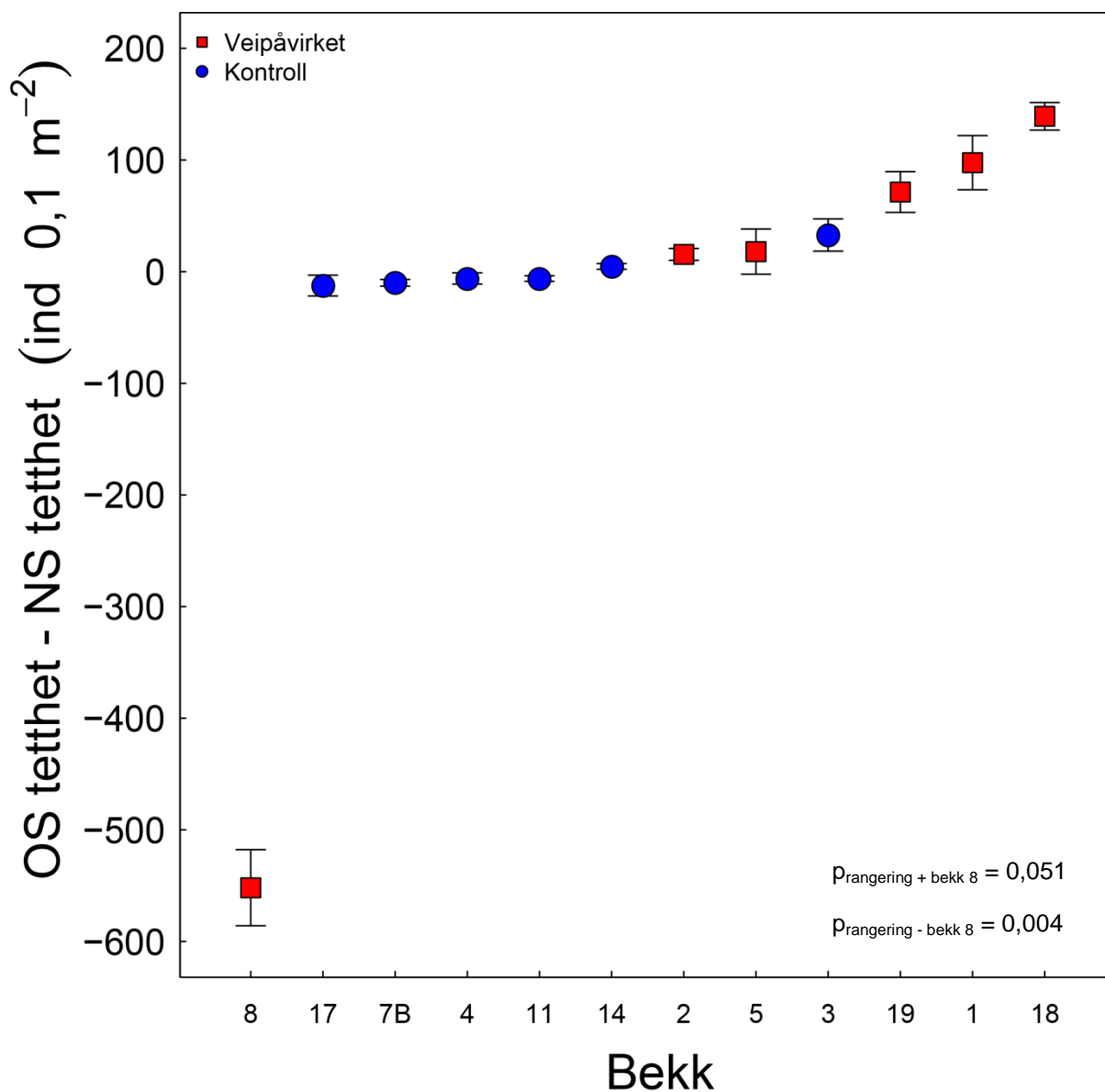


Figur 3.4 a) CI konsentrasjonen i kontrollbekker og veipåvirkede bekker på OS og NS lokaliteter ( $\pm$  S.E.). b) Andel av nedbørfelt dekket av myr i kontrollbekker og veipåvirkede bekker på OS og NS lokaliteter ( $\pm$  S.E.). K\_OS, oppstrøms lokalitet i kontrollbekker, K\_NS, nedstrøms lokalitet i kontrollbekker, Vei\_OS, oppstrøms lokalitet i veipåvirkede bekker, Vei\_NS, nedstrøms lokalitet i veipåvirkede bekker.

## 3.2 Mangfold

Forskjellen i den totale tettheten av bunndyr på OS og NS lokalitetene i de 12 bekkene er vist i figur 3.5. Bekk 8 er en "outlier" og skiller seg spesielt ut fra resten av bekkene ved at NS lokaliteten har vesentlig høyere tetthet av bunndyr enn OS lokaliteten. Dette skyldes at det er spesielt høye tettheter av en eller to arter av fjærmygg nedstrøms E134 i denne bekken. Bekk 8 var den eneste av de undersøkte bekkene som var lokalisert i selve Kongsberg (figur 2.1). Både OS og NS lokalitetene lå innenfor et bebygget område. Nedbørfeltet til NS lokaliteten hadde (i motsetning til de andre bekkene) en høyere andel bebygget areal (1,36 %) enn nedbørfeltet til OS lokaliteten (0,44 %). Bekken passerte under E134 gjennom et stort rør. NS lokaliteten hadde noe høyere konsentrasjoner av total nitrogen og total fosfor enn OS lokaliteten. OS lokaliteten hadde dessuten veldig lite organisk materiale, mens NS lokaliteten var karakterisert ved store mengder alger og noe mose. Dominansen av fjærmygg i bekk 8 nedstrøms E134 skyldes antakelig input av næringsstoffer fra det bebyggete området. Dette

påvirker enten direkte eller indirekte (via substrat eller føde) bunndyrsamfunnet og favoriserer fjærmyggene.



Figur 3.5 Forskjellen i total bunndyrtetthet (OS minus NS tetthet) på oppstrøms og nedstrøms lokaliteter i de 12 bekkene. Behandling (veipåvirket/kontroll) indikert med røde firkanter (veipåvirket) og blå sirkler (kontroll). Verdier i figuren er snitt og standard feil. Navnene på bekkene er gitt i tabell 2.1. Sannsynligheten for at forskjellen i tetthet mellom OS og NS lokalitetene skyldes tilfeldighet og ikke behandling, er indikert i figuren ved  $p$ -verdiene fra de statistiske testene,  $p_{\text{rangering} + \text{bekk } 8}$  er basert på rangeringer for det fulle datasettet,  $p_{\text{rangering} - \text{bekk } 8}$  er basert på rangeringer uten bekk nummer 8.

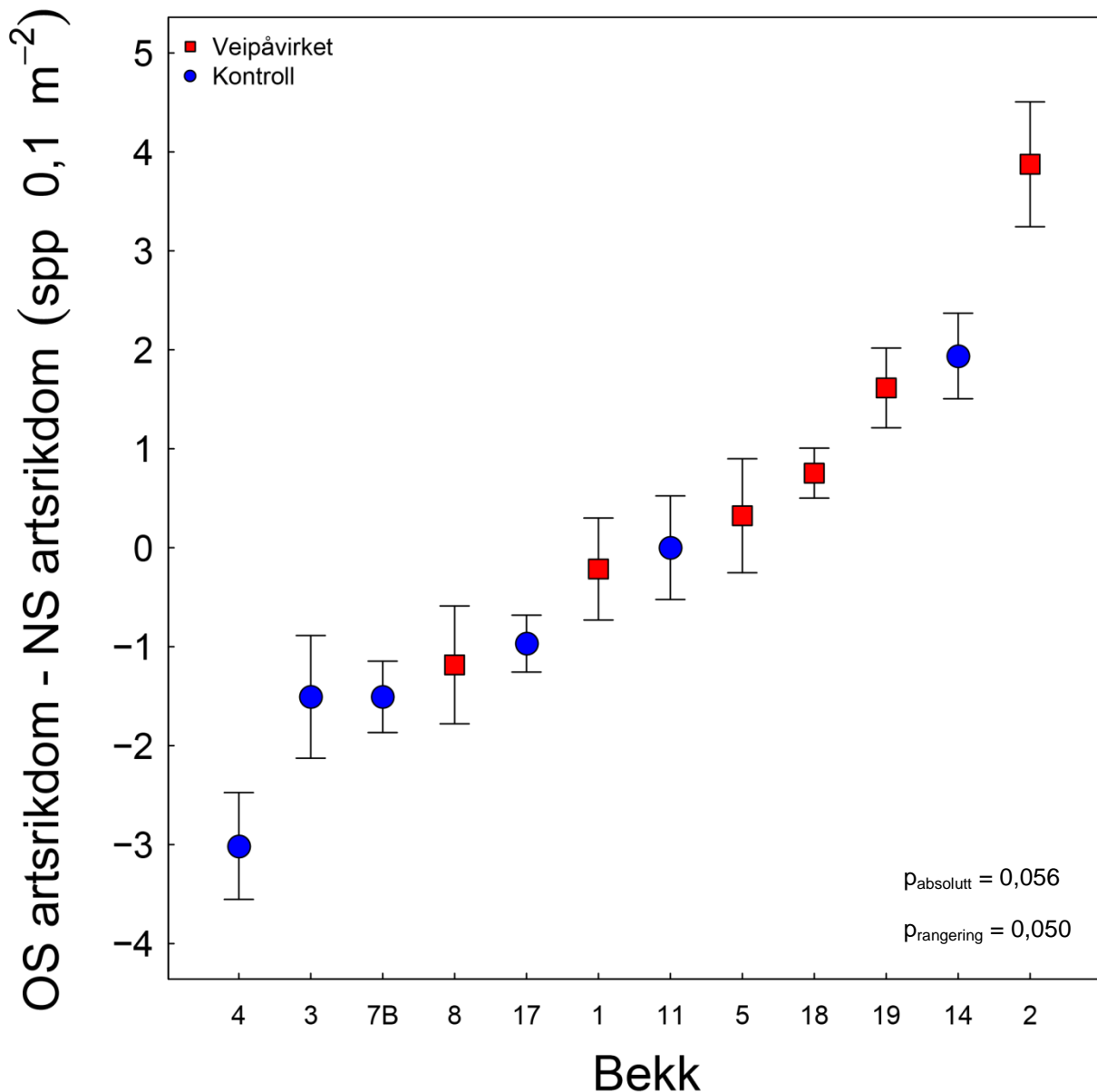
Når man ser på hele datasettet samlet, er det en tendens til at tilstedeværelse av vei har en signifikant effekt på den totale tettheten av bunndyr (tabell 3.2,  $F_1$ ,  $p = 0,051$ ). Dersom man utelater bekk 8, er effekten av vei signifikant (tabell 3.2,  $F_1$ ,  $p = 0,004$ ). Det vil si at den totale tettheten av bunndyr jevnt over er lavere på NS lokalitetene enn OS lokalitetene i de veipåvirkede bekkene sammenlignet med kontrollbekkene (figur 3.5). I kontrollbekkene var det ikke noen vesentlig endring i tettheten mellom OS og NS lokaliteten (tabell 3.3). Tetthetsreduksjonen nedstrøms i de veipåvirkede bekkene var på 34 % sammenlignet med oppstrøms (tabell 3.3, minus bekk 8). Imidlertid var bunndyrtettheten generelt høyere i de veipåvirkede bekkene enn i kontrollbekkene, spesielt på OS lokalitetene (tabell 3.3).

Tilstedeværelse av vei tenderer til å ha en signifikant effekt på artsrikdommen (tabell 3.2, figur 3.6,  $F_1$ ,  $p = 0,056$  for absolutte verdier og  $p = 0,050$  for rangeringer). Det betyr at artsrikdommen var litt lavere på NS lokaliteter enn OS lokaliteter i de veipåvirkede bekkene, sammenlignet med kontrollbekkene (tabell 3.3). Det var en svak øking i antall arter fra OS til NS lokalitetene i kontrollbekkene (tabell 3.3). Artsrikdommen i de veipåvirkede bekkene var generelt høyere enn i kontrollbekkene (tabell 3.3).

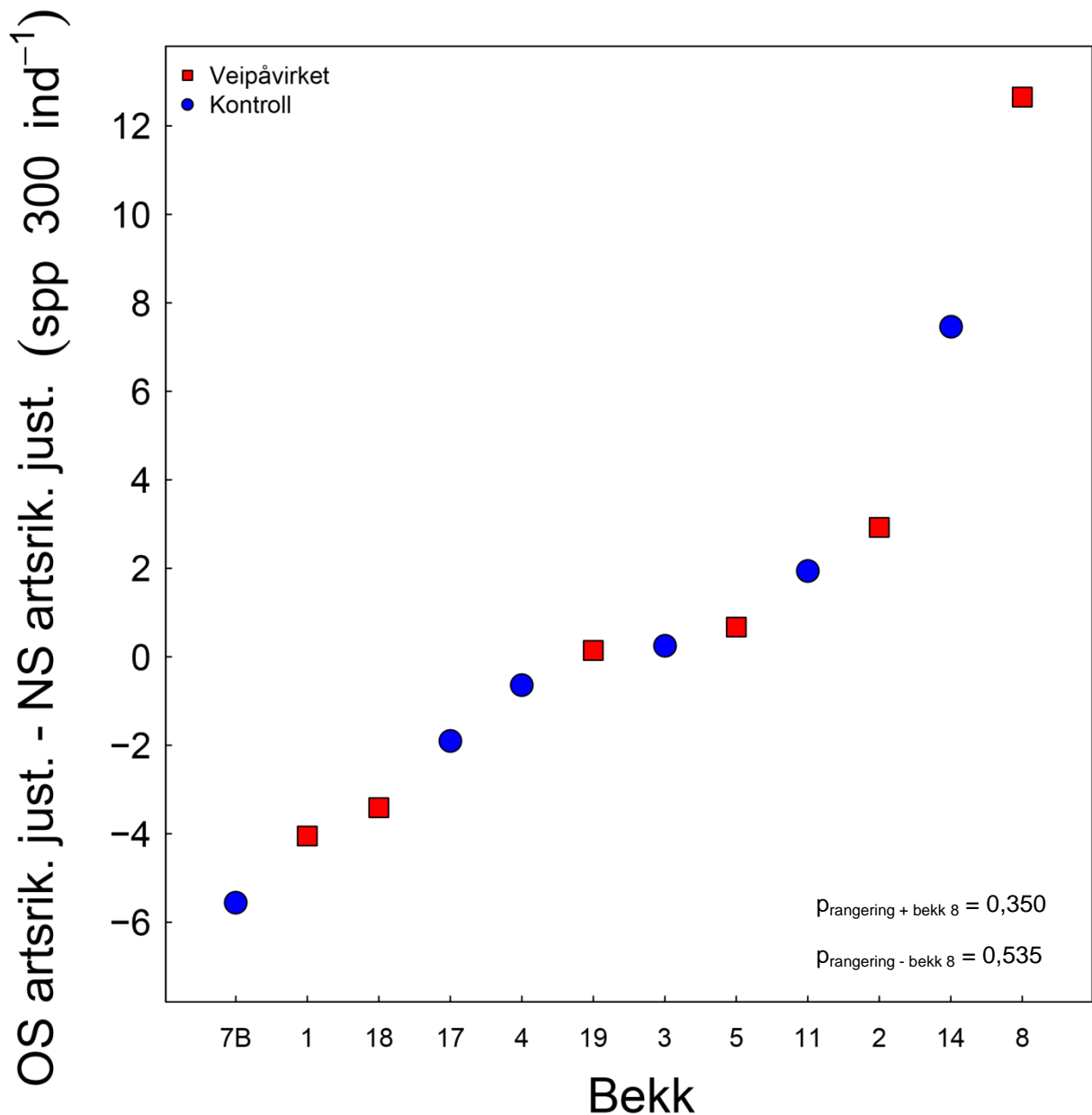
For å undersøke om vei påvirker artsrikdommen som sådan eller om effekten skyldes tetthetsavhengighet, har vi beregnet artsrikdom justert for individtetthet. Effekten av vei på artsrikdom, justert for individtetthet, var ikke signifikant hverken for hele datasettet (tabell 3.2, figur 3.7,  $F_1$ ,  $p = 0,35$ ) eller når man utelukker bekk nummer 8 (tabell 3.2,  $F_1$ ,  $p = 0,535$ ). Det betyr at veipåvirkede bekker ikke har lavere artsrikdom justert for individtetthet nedstrøms enn oppstrøms sammenlignet med kontrollbekker. Artsrikdommen nedstrøms vei avtar altså fordi den total individtettheten avtar og sannsynligheten for å registrere sjeldne arter derfor avtar.

Jevnheten i samfunnet, uttrykt som diversitetsindeksen PIE (se 2.5.2 for forklaring), i de 12 bekkene er vist i figur 3.8 som forskjellen mellom OS og NS lokalitetene. Bekk nummer 8 skiller seg igjen ut ved å ha en vesentlig høyere jevnhet på OS lokalitet sammenlignet med NS lokalitet enn i de andre bekkene. Dette skyldes igjen at bunndyrsamfunnet nedstrøms E134 var dominert av en eller to arter av fjærmygg. Både for hele datasettet og når man utelater bekk nummer 8, hadde vei en signifikant effekt på jevnhet (tabell 3.2,  $F_1$ ,  $p = 0,021$  og  $F_1$ ,  $p = 0,041$  respektivt). Veipåvirkede bekker har altså lavere jevnhet nedstrøms enn oppstrøms i forhold til kontrollbekkene, dvs. at samfunnet nedenfor veien er dominert av færre arter i høyere antall. I kontrollbekkene ble det observert en svak øking i jevnhet fra OS til NS lokalitetene (tabell 3.3). I de veipåvirkede bekkene avtok jevnhet fra OS til NS

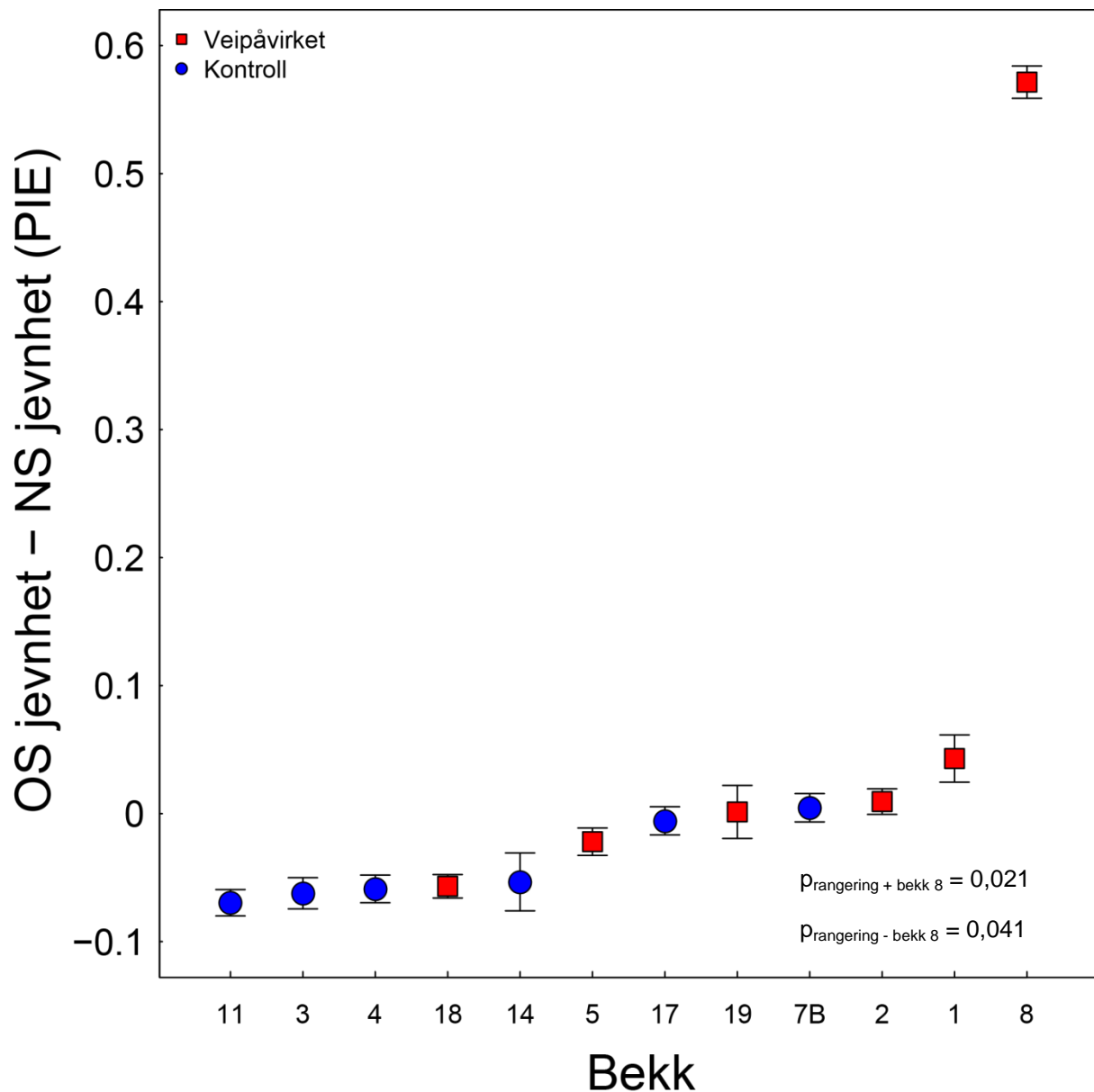
lokalitene for hele datasettet, men utelates bekk nummer 8 var det ingen forskjell (tabell 3.3).



Figur 3.6 Forskjellen i artsrikdom (OS artsrikdom minus NS artsrikdom) på oppstrøms og nedstrøms lokaliteter i de 12 bekkene. Artsrikdom er her ikke justert for individtetthet. Behandling (veipåvirket/kontroll) er indikert med røde firkanter (veipåvirket) og blå sirkler (kontroll). Verdier i figuren er snitt og standard feil. For navne på bekkene, se tabell 2.1. Sannsynligheten for at forskjellen i artsrikdom mellom OS og NS lokalitetene skyldes tilfeldighet og ikke behandling, er indikert i figuren ved  $p$ -verdiene fra de statistiske testene,  $p_{absolutt}$  er basert på absolutte verdier,  $p_{rangering}$  er basert på rangeringer for det fulle datasettet.

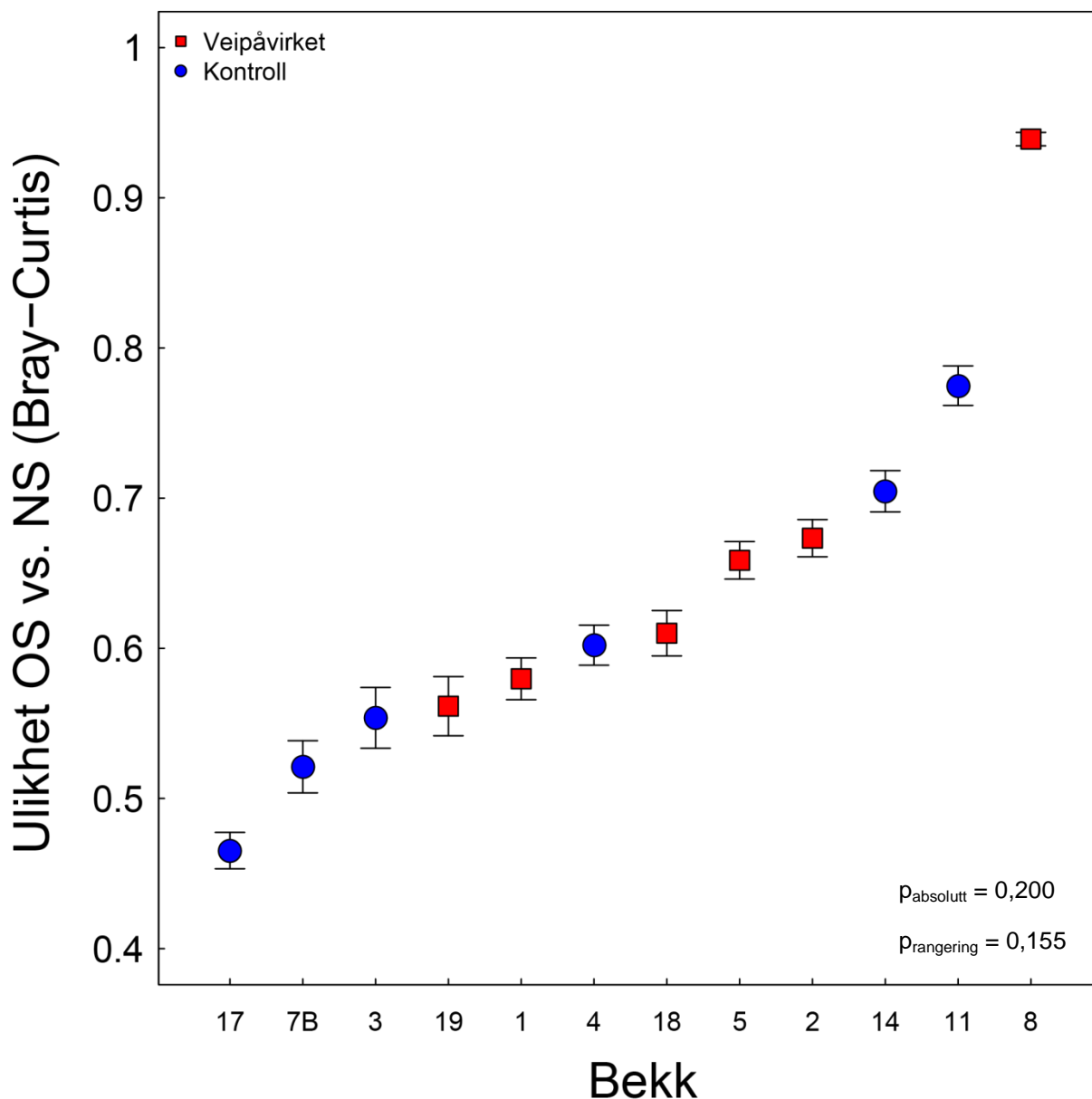


Figur 3.7 Forskjellen i artsrikdom justert for individtetthet (OS artsrikdom justert for individtetthet minus NS artsrikdom justert for individtetthet) på oppstrøms og nedstrøms lokaliteter i de 12 bekkene. Behandling (veipåvirket/kontroll) er indikert med røde firkanter (veipåvirket) og blå sirkler (kontroll). For navne på bekkene, se tabell 2.1. Sannsynligheten for at forskjellen i justert artsrikdom mellom OS og NS lokalitetene skyldes tilfeldighet og ikke behandling, er indikert i figuren ved  $p$ -verdiene fra de statistiske testene,  $p_{\text{rangering} + \text{bekk } 8}$  er basert på rangeringer for det fulle datasettet,  $p_{\text{rangering} - \text{bekk } 8}$  er basert på rangeringer uten bekk nummer 8.



Figur 3.8 Forskjellen i jevnhet av samfunnet (OS jevnhet minus NS jevnhet) på oppstrøms og nedstrøms lokaliteter i de 12 bekkene. Behandling (veipåvirket/kontroll) er indikert med røde firkanter (veipåvirket) og blå sirkler (kontroll). Verdier i figuren er snitt og standard feil. For navne på bekkene, se tabell 2.1. Sannsynligheten for at forskjellen i jevnhet av artssamfunnet mellom OS og NS lokalitetene skyldes tilfeldighet og ikke behandling, er indikert i figuren ved  $p$ -verdiene fra de statistiske testene,  $p_{rangering + bekk 8} = 0,021$  er basert på rangeringer for det fulle datasettet,  $p_{rangering - bekk 8} = 0,041$  er basert på rangeringer uten bekk nummer 8.

Ulikheten i artssammensetningen, uttrykt ved Bray–Curtis ulikhetsindeks, mellom OS og NS lokalitetene i de 12 bekkene er vist i figur 3.9. Tilstedeværelse av vei hadde ingen signifikant effekt på ulikheten (tabell 3.2,  $F_1$ ,  $p = 0,155$ ). Det betyr at den naturlige forandringen som skjer i artssammensetningen langs bekkene ikke påvirkes av vei.



Figur 3.9 Ulikheten i artssammensetningen på OS og NS lokaliteter i de 12 bekkene. Behandling (veipåvirket/kontroll) er indikert med røde firkanter (veipåvirket) og blå sirkler (kontroll). Verdier i figuren er snitt og standard feil. For navne på bekkene, se tabell 2.1. Sannsynligheten for at forskjellen i ulikhet i artssammensetning mellom OS og NS lokalitetene skyldes tilfeldighet og ikke behandling, er indikert i figuren ved  $p$ -verdiene fra de statistiske testene,  $p_{absolutt}$  er basert på absolutte verdier,  $p_{rangering}$  er basert på rangeringer for det fulle datasettet.



*Tabell 3.2 Resultater fra de statistiske analysene av mangfold (eksakte permutasjonstester: factor level sum statistic). Testene er gjort på rangeringer og ikke på de absolutte tetthetene, unntatt for artsrikdom og ulikheten i artssammensetningen. For tetthetsavhengige responsvariabler (bunndyrtetthet, artsrikdom justert for tetthet og jevnhet) er testene gjort både på det fulle datasettet og uten bekk nummer 8 (som skilte seg fra de øvrige lokalitetene ved ekstremt høy tetthet av en eller to arter av fjærmygg nedstrøms E134). For de resterende responsvariablene er testene gjort på det fulle datasettet. P-verdier signifikante på 5 % nivået er fremhevet med fet skrift. P-verdier som tenderer til å være signifikante (5 % nivå) er fremhevet i kursiv.*

Responsvariabel	$P_{\text{absolutt}}^*$	$P_{\text{rangering}}^{**}$	$P_{\text{rangering, -bekk 8}}^{***}$
Bunndyrtetthet	-	<i>0,051</i>	<b>0,004</b>
Artsrikdom	<i>0,056</i>	<b>0,050</b>	-
Artsrikdom justert for tetthet	-	0,350	0,535
Jevnhet (PIE)	-	<b>0,021</b>	<b>0,041</b>
Ulikhet (Bray-Curtis)	0,200	0,155	-

\* $P_{\text{absolutt}}$  er sannsynlighetene fra statistisk test basert på absolute verdier

\*\*  $P_{\text{rangering}}$  er sannsynlighetene fra statistisk test basert på rangeringer for det fulle datasett

\*\*\*  $P_{\text{rangering, -bekk 8}}$  er sannsynlighetene fra statistisk test basert på rangeringer for uten bekk nummer 8

*Tabell 3.3 For de responsvariablene relatert til mangfoldet av bunndyrsamfunnet som er signifikant påvirket av tilstedeværelse av vei (bunndyrtetthet, artsrikdom og jevnhet), er det utregnet endringer i variablene innen og mellom typer av bekker. Verdiene i tabellen er prosentvis endring. Verdiene utenfor parentes er for hele datasettet. Verdiene i parentes er uten bekk nummer 8.*

	Bunndyrtetthet	Artsrikdom	Jevnhet
OS vs. NS i kontrollbekker	3,2 (3,2)	6,2 (6,2)	5,5 (5,5)
OS vs. NS i veipåvirkede bekker	139,6 (-34,3)	-5,2 (-8,2)	-11,3 (0,7)
OS i kontrollbekker vs. OS i veipåvirkede bekker	86,5 (111,9)	31,9 (39,1)	7,6 (7,4)
NS i kontrollbekker vs. NS i veipåvirkede bekker	125,6 (38,6)	16,6 (20,2)	-9,7 (2,4)

### 3.3 Taksonomisk sammensetning av bunndyrsamfunnet

Når det gjelder andre miljøfaktorer enn vei (her kalt kovariabler) hadde både vannkjemi (1. PCA-akse), geomorfologi (1. PCA-akse og 2. PCA-akse) og nedbørfeltkarakteristika (1. PCA-akse og 2. PCA-akse) signifikante effekter på den taksonomiske sammensetningen av bunndyrsamfunnet. Effekten av vannkjemi på bunndyrsamfunnets sammensetning kan spesielt knyttes til alkaliteten og innholdet av basekationene Ca og Mg, da det er disse faktorene som i hovedsak bestemmer variasjonen i vannkjemien (tabell 3.1). Effekten av geomorfologien på sammensetningen av bunndyrsamfunnet kan hovedsakelig tilskrives beliggenheten av lokaliteten, størrelse på bekken og dominerende substrat, siden disse faktorene hovedsakelig bestemmer variasjonen i geomorfologi (tabell 3.1). Effekten av nedbørfeltkarakteristika på bunndyrsamfunnet skyldes spesielt faktorer knyttet til andelen skog i nedbørfeltet, andel myr og andel med tjukt organisk jordlag, da det er disse faktorene som i hovedsak bestemmer variasjonen i nedbørfeltkarakteristika (tabell 3.1).

*Tabell 3.4 Resultater fra den statistiske analysen av den taksonomiske sammensetningen av bunndyrsamfunnet (ikke-parametrisk MANOVA spesielt utviklet for arts-abundans data), med behandling, lokalitet og bekk som hovedfaktorer og vannkjemi, geomorfologi og nedbørfeltkarakteristika som kovariabler. P-verdier signifikante på 5 % nivå er fremhevet med fet skrift.*

Prediktor	MS*	F**	Df***	p
Behandling	3,594	20,4	1	<b>0,0001</b>
Lokalitet	0,329	1,9	1	<b>0,0353</b>
Bekk	2,815	16,0	10	<b>0,0001</b>
Vannkjemi <sub>1</sub> . PCA-akse	0,853	4,8	1	<b>0,0001</b>
geomorfologi <sub>1</sub> . PCA-akse	1,161	6,6	1	<b>0,0001</b>
Geomorfologi <sub>2</sub> . PCA-akse	0,745	4,2	1	<b>0,0002</b>
nedbørfelt <sub>1</sub> . PCA-akse	1,261	7,2	1	<b>0,0001</b>
Nedbørfelt <sub>2</sub> . PCA-akse	0,779	4,4	1	<b>0,0001</b>
Behandling X lokalitet	0,566	3,2	1	<b>0,0003</b>
Residualer	0,176	–	221	–
Total	–	–	239	–

\*Mean square

\*\*F-statistics fra ikke-parametrisk MANOVA

\*\*\*Antall frihetsgrader

Til tross for signifikante effekter av andre kovariabler på sammensetningen av bunndyrsamfunnet (tabell 3.4), viste den statistiske analysen at både effekten av behandling

i seg selv og interaksjonen mellom behandling og lokalitet var signifikante (tabell 3.4). Det betyr at vei har en effekt på sammensetningen av bunndyrsamfunnet i seg selv og at det i tillegg er en nedstrøms effekt i de veipåvirkede bekkene.

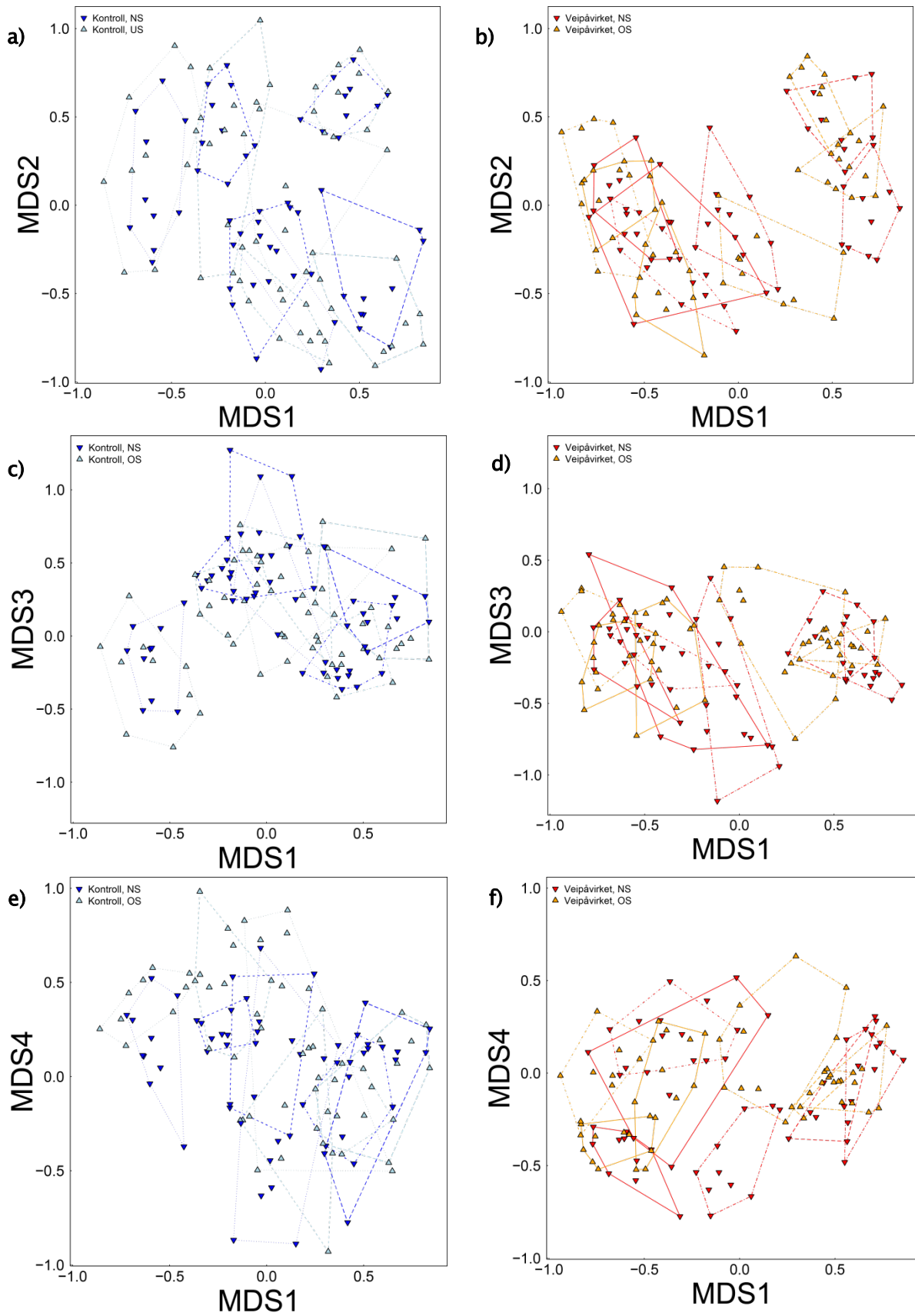
Den relative betydningen av vei, lokalitet, bekk og kovariabler i den ikke-parametriske MANOVA kan estimeres ut fra størrelsen til "mean square" fra analysen (Anderson 2001). Selv om interaksjonen mellom behandling og bekk hadde en signifikant betydning for sammensetningen av bunndyrfaunaen, var det vei i seg selv som var viktigst av alle variabler og kovariabler, fulgt av bekk (tabell 3.4). Kovariablenes betydning var vesentlig mindre.

Forskjellene mellom lokaliteter basert på sammensetningen av bunndyrsamfunnet er presentert ved hjelp av ordinasjonsmetoden nmMDS (figur 3.10), som kan brukes til å beskrive forskjeller mellom prøver og lokaliteter basert på abundansdata for en organismegruppe. nmMDS arrangerer prøvene slik at de med lik artssammensetning blir liggende nær hverandre når resultatet plottes i et aksekors, mens prøver med ulik artssammensetning blir liggende lengre fra hverandre i plottet. I figur 3.10 er MDS1 plottet mot MDS2 (figur 3.10 a) og b)), mot MDS3 (figur 3.10 c) og d)) og mot MDS4 (figur 3.10 e) og f)). Plottene er forholdsvis komplekse å tolke og økologisk signifikante trender er ofte bare synlige i høyere dimensjoner i nmMDS (for eksempel MDS3 eller MDS4). Vi har forsøkt å forenkle presentasjonen av resultatet fra nmMDS-analysene ved å avbilde skårene for prøvene på OS og NS lokalitetene i hver undersøkt bekk i et box-plott for hver av de fire nmMDS-dimensjonene (figur 3.11 a)–d)). Et viktig poeng ved tolkningen av nmMDS analysen, er at diagrammene viser den totale variasjonen i sammensetningen av bunndyrsamfunnet. Det inkluderer både den variasjonen som skyldes behandling (vei/kontroll, og faktorer som påvirkes av vei), og den variasjonen som skyldes andre faktorer. Slike andre faktorer kan være forskjeller mellom bekker i vannkjemi, nedbørfeltkarakteristika, geomorfologi og forskjellig betadiversitet (dvs. at bekkene i utgangspunktet har relativt forskjellige bunndyrsamfunn). Disse forskjellene har ikke noe med tilstedeværelsen av vei å gjøre. Effekten av vei vil derfor ikke nødvendigvis komme tydelig frem i plottene.

nmMDS analysen viser at det er en betydelig grad av overlapp i sammensetningen av bunndyrsamfunnet i kontrollbekkene og de veipåvirkede bekkene (figur 3.10 og 3.11). Forskjellen i sammensetningen mellom de to gruppene bekker (behandlingseffekt) kommer tydeligst frem for MDS3 (figur 3.10 c) og d) og figur 3.11 c)). Kontrollbekkene har jevnt over høyere MDS3 skårer enn de veipåvirkede bekkene. For MDS4 tenderer skårene for kontrollbekkene til å være lavere enn for de veipåvirkede bekkene (hhv. figur 3.10 e) og f),

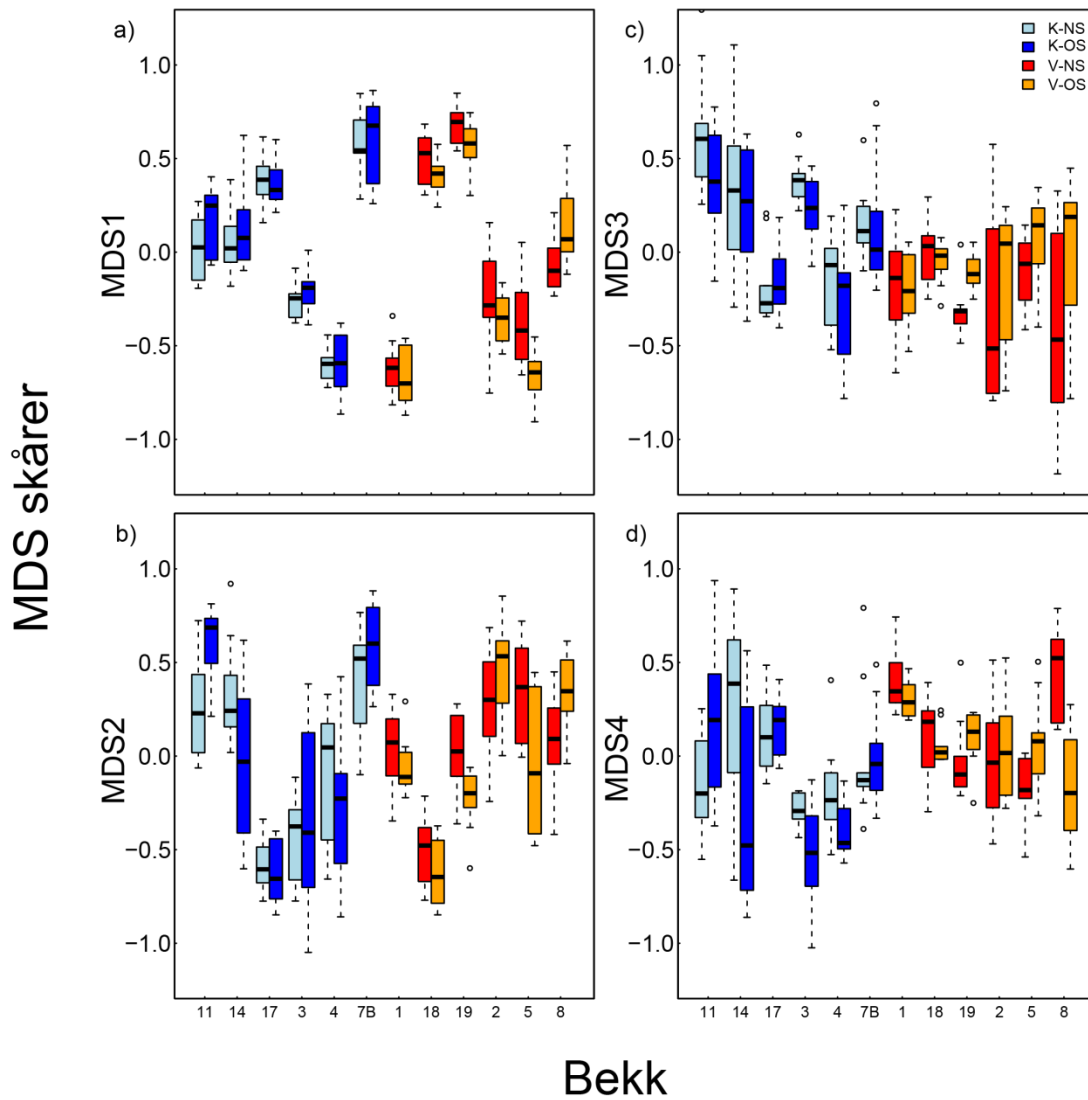
figur 3.11 d)), men det ikke så tydelig som for MDS3. For MDS1 og MDS2 er det liten forskjell mellom kontrollbekker og veipåvirkede bekker. Interaksjonseffekten mellom behandling og lokalitet fremgår også av nmMDS analysen for MDS1 og MDS3. For MDS1 har NS lokalitetene for de veipåvirkede bekkene høyere medianskår enn OS lokalitetene, med unntak av bekk 8. For kontrollbekkene har de fleste NS lokaliteter lavere median MDS1-skåre enn OS lokalitetene, med unntak av bekk 4 og 17 (figur 3.11 a)). For MDS3 er det omvendt, her har fire av seks (ikke bekk 1 og 18) veipåvirkede bekker lavere median MDS3-skåre for NS lokalitetene enn for OS lokalitetene. For kontrollbekkene har fem av seks bekker (ikke bekk 17) høyere median MDS3-skåre for NS lokalitetene enn for OS lokalitetene (figur 3.11 c)).

Forskjellene mellom kontrollbekker og veipåvirkede bekker i sammensetningen av bunndyrsamfunnet fremgår også av SIMPER-analysen (tabell 3.5). For en del taksa, f.eks. fjærmygg og steinfluene *Brachyptera risi* og *Leuctra digitata*, er forskjellen mellom kontrollbekker og veipåvirkede bekker forholdsvis marginal. Fjærmygg er årsak til størstedelen av forskjellen i sammensetningen av bunndyrsamfunnet mellom OS og NS lokaliteter både i kontrollbekker og veipåvirkede bekker (respektiv 23,8 og 25,4 %). I begge kategorier av bekker er de mest vanlig på nedstrøms lokalitet. Også *B. risi* og *L. digitata* er mest vanlig på nedstrøms lokaliteter. Et eksempel på en art som øker i andel i de veipåvirkede bekkene i forhold til kontrollbekkene er knotten *Schoenbaueria pusillum* (3,6 % av forskjellen i kontrollbekkene til 15,0 % i de veipåvirkede bekkene). Denne arten er mest vanlig på oppstrøms lokaliteter i både kontrollbekker og veipåvirkede bekker. En annen art som øker i andel i de veipåvirkede bekkene er døgnfluen *Baetis rhodani*. Denne arten øker fra 4,7 % av forskjellen i kontrollbekkene til 9,6 % i de veipåvirkede bekker. Begge steder er den mest vanlig på nedstrøms lokalitet. Et eksempel på en art som minker i andel i veipåvirkede bekker sammenlignet med kontrollbekkene er steinfluen *Nemurella pictetii*. Den minker fra 7,4 % av forskjellen i andel i kontrollbekkene til 2,8 % i de veipåvirkede bekker. Begge steder er den mest vanlig oppstrøms. Fire av artene fra tabell 3.5 var spesielt kjennetegnende for kontrollbekkene. Det gjelder steinfluene *Amphinemura borealis* og *Amphinemura sulcicollis*, døgnfluen *Baetis niger* og knotten *Prosimulium latimucro* som utgjorde hhv. 7,0 og 5,7, 3,1 og 4,8 % av andelen i kontrollbekkene. De tre førstnevnte var vanligst oppstrøms mens sistnevnte var vanligst nedstrøms. Billen *Hydraena gracilis* og knotten *Prosimulium hirtipes* var særlig kjennetegnende for de veipåvirkede bekkene og utgjorde hhv. 4,0 og 3,4 % av andelen. *Hydraena gracilis* var vanligst oppstrøms og *Prosimulium hirtipes* nedstrøms.



Figur 3.10 Grafisk fremstilling av sammensetningen av bunndyrsamfunnet ved hjelp av Non-Metric Multidimensional Scaling (fire første MDS-dimensjoner vist i figuren), figurtekst fortsettes neste side.

Figur 3.10 fortsatt. MDS1 og MDS2 for kontrollbekker (a) og veipåvirkede bekker (b). MDS1 og MDS3 for kontrollbekker (c) og veipåvirkede bekker (d). MDS1 og MDS4 for kontrollbekker (e) og veipåvirkede bekker (f). Trekkanter representerer en bunndyrprøve. I hvert plott avgrenser linjer prøver fra en lokalitet. Fargekoder: mørk blå kontroll NS lokalitet, lys blå kontroll OS lokalitet, rød veipåvirket NS lokalitet, oransje veipåvirket OS lokalitet.



Figur 3.11 Box-plott av MDS-skårer for bunndyrsamfunnetssammensetning for NS og OS lokalitetene i hver bekk (ti prøver per lokalitet). a) MDS1, b) MDS2, c) MDS3 og d) MDS4. Figur 3.11 er en komprimering av figur 3.10. I box-plottet er den vannrette streken median, boksen øvre ( $Q_{75\%}$ ) og nedre ( $Q_{25\%}$ ) kvartil, mens stiplet linje viser  $Q_{75} + 1,5x(Q_{75}-Q_{25})$  og  $Q_{25} - 1,5x(Q_{75}-Q_{25})$ . Fargekoder: rød er veipåvirket NS lokaliteter, oransje er veipåvirket OS lokaliteter, mørk blå er kontroll NS lokaliteter, lys blå er kontroll OS lokaliteter. For navn på bekkene, se tabell 2.1.

Tabell 3.5 Resultater av SIMPER analysen for sammensetningen av bunndyrsamfunnet, dvs. bestemmelse av det relative bidrag av hver art/takson til ulikheten mellom OS og NS lokalitet i kontrollbekker og veipåvirkede bekker. Data er bare vist for taksa som forklarer de første ca. 70% av artsbidragene til variasjonen i artssammensetningen. I siste kolonne av tabellen er det indikert om det aktuelle taksonet er mest vanlig på oppstrøms (OS) eller nedstrøms (NS) lokalitet. E, Ephemeroptera, døgnfluer; P, Plecoptera, steinfluer; D, Diptera, tovinger; C, Coleoptera, biller.

Takson	Bidrag (%)	Lokalitet
<b>Veipåvirkede bekker</b>		
Chironomidae (D)	25,42	NS
<i>Schoenbaueria pusillum</i> (D)	15,01	OS
<i>Baetis rhodani</i> (E)	9,56	NS
<i>Hydraena gracilis</i> ad (C)	3,99	OS
<i>Leuctra nigra</i> (P)	3,72	OS
<i>Brachyptera risi</i> (P)	3,55	NS
<i>Prosimulium</i> cf <i>hirtipes</i> (D)	3,43	NS
<i>Leuctra digitata</i> (P)	3,42	NS
<i>Nemurella pictetii</i> (P)	2,83	OS
<b>Kontrollbekker</b>		
Chironomidae (D)	23,78	NS
<i>Nemurella pictetii</i> (P)	7,40	OS
<i>Amphinemura borealis</i> (P)	6,97	OS
<i>Amphinemura sulcicollis</i> (P)	5,70	OS
<i>Leuctra nigra</i> (P)	4,99	OS
<i>Prosimulium</i> cf <i>latimucro</i> (D)	4,83	NS
<i>Baetis rhodani</i> (E)	4,73	NS
<i>Leuctra digitata</i> (P)	3,79	NS
<i>Schoenbaueria pusillum</i> (D)	3,56	OS
<i>Brachyptera risi</i> (P)	3,43	NS
<i>Baetis niger</i> (E)	3,06	OS

### 3.4 Bunndyrsamfunnets funksjonalitet

For kovariablene hadde vannkjemi, geomorfologi, og nedbørfeltkarakteristika, alle representert ved 1. aksene i PCA av respektive variabeltyper, signifikante effekter på sammensetningen av FGer. Effekten av vannkjemi kan altså tilskrives alkaliteten og konsentrasjonen av basekationene Ca og Mg (tabell 3.1). Effekten av geomorfologi skyldes spesielt faktorer knyttet til beliggenhet, men ikke størrelsen av bekken og substratet (tabell 3.1). Effekten av nedbørfeltkarakteristika er knyttet til graden av skogdekning (tabell 3.1).

Selv om kovariablene hadde signifikante effekter på sammensetningen av FGer, viste den statistiske analysen at både effekten av behandling og interaksjonen mellom behandling og lokalitet var signifikante (tabell 3.6). Vei har altså en effekt på sammensetningen av FGer i seg selv. I tillegg kommer en effekt i de veipåvirkede bekkene nedstrøms vei.

Sammensetningen av FGer var hovedsakelig bestemt av behandling, som var langt viktigere enn interaksjonen mellom behandling og lokalitet (tabell 3.6). Også bekk og nedbørfeltkarakteristika var relativt viktige for sammensetningen av FGer.

*Tabell 3.6 Resultater fra den statistiske analysen av FGer (ikke-parametrisk MANOVA spesielt utviklet for arts-abundans data), med behandling, lokalitet og bekk som hovedfaktorer og vannkjemi, geomorfologi og nedbørfeltkarakteristika som kovariabler. P-verdier signifikante på 5 % nivå er fremhevet med fet skrift.*

Prediktor	MS*	F**	Df***	p
Behandling	1,702	16,6	1	<b>0,0001</b>
Lokalitet	0,158	1,5	1	0,1740
Bekk	1,294	12,6	10	<b>0,0001</b>
Vannkjemi <sub>1. PCA-akse</sub>	0,451	4,4	1	<b>0,0026</b>
geomorfologi <sub>1. PCA-akse</sub>	0,449	4,4	1	<b>0,0027</b>
nedbørfelt <sub>1. PCA-akse</sub>	1,040	10,2	1	<b>0,0001</b>
Behandling X lokalitet	0,325	3,2	1	<b>0,0130</b>
Residualer	0,102	–	223	–
Total	–	–	239	–

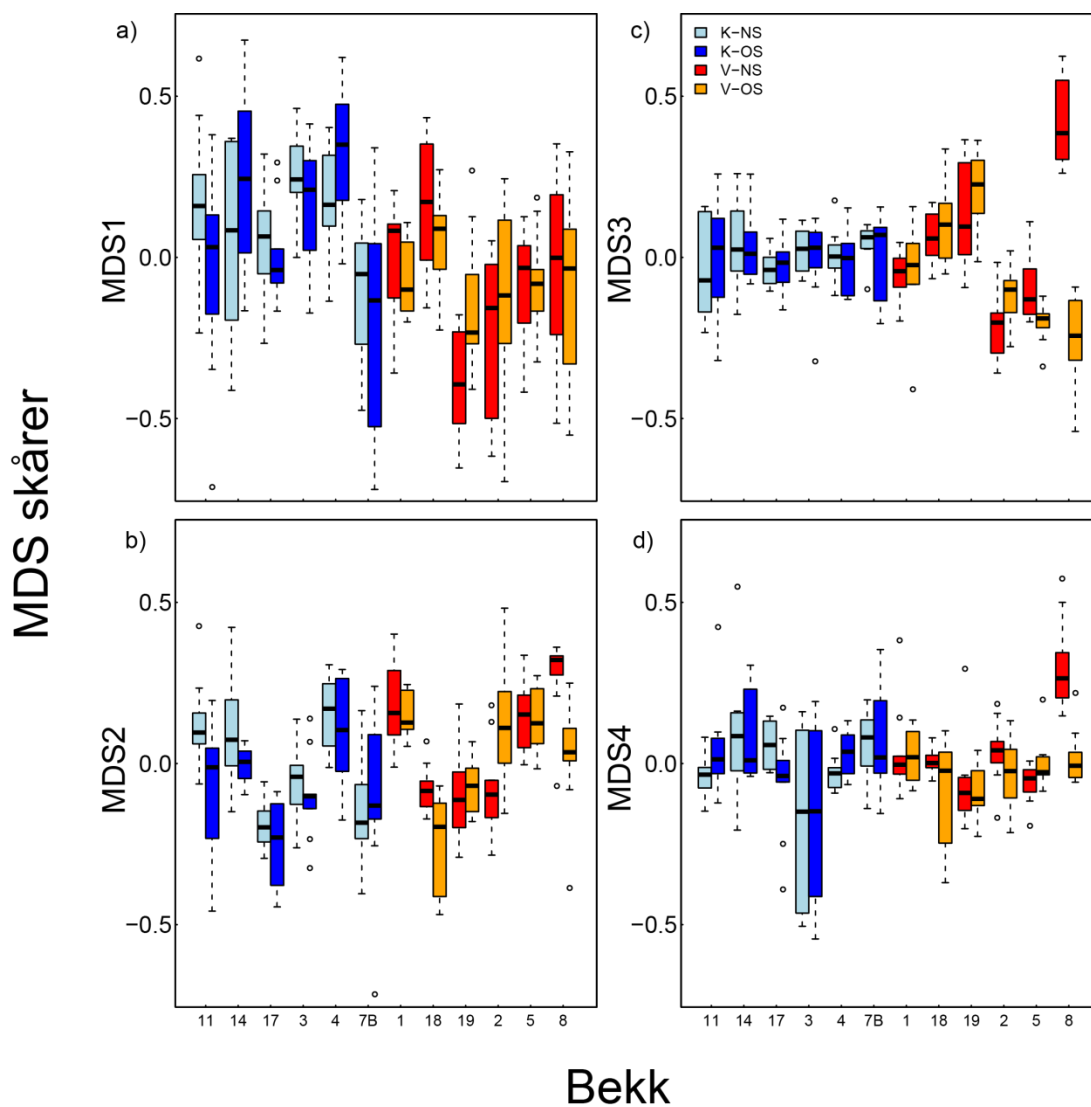
\*Mean square

\*\*F-statistics fra ikke-parametrisk MANOVA

\*\*\*Antall frihetsgrader

Forskjellene mellom lokaliteter basert på sammensetningen av FGer er også presentert ved hjelp av nmMDS, men av plasshensyn har vi bare tatt med box-plottet (figur 3.12). Også for FGer var det et anselig overlapp i sammensetningen av FGer i kontrollbekkene og de veipåvirkede bekkene. For FGer kommer forskjellen mellom de to gruppene (behandlingseffekt) tydeligst frem for MDS1 (figur 3.12 a)). For FGer er interaksjonseffekten mellom behandling og lokalitet ikke så tydelig i diagrammet.





Figur 3.12 Box-plott av MDS-skårer for FGer av bundryrsamfunnet for NS og OS lokalitet i hver bekk (ti prøver per lokalitet). a) MDS1, b) MDS2, c) MDS3 og d) MDS4. I box-plottet er den vannrette streken median, boksen øvre ( $Q_{75\%}$ ) og nedre ( $Q_{25\%}$ ) kvartil, mens stiplet linje viser  $Q_{75} + 1,5 \times (Q_{75} - Q_{25})$  og  $Q_{25} - 1,5 \times (Q_{75} - Q_{25})$ . Fargekoder: rød er veipåvirket NS lokaliteter, oransje er veipåvirket OS lokaliteter, mørk blå er kontroll NS lokaliteter, lys blå er kontroll OS lokaliteter.

Effekten av vei på sammensetningen av FGer går også frem av SIMPER-analysen (tabell 3.7). I både kontrollbekker og veipåvirkede bekker var “gathering collector-er” mest vanlig (utgjør hhv. 46,7 og 46,0 % av forskjellen i variasjonen i artssammensetningen) og da spesielt nedstrøms i begge kategorier bekker. I kontrollbekkene er “filtering collector-er” ikke blant de mest vanlige FGene (de første 70 % av artsbidragene). I de veipåvirkede bekkene øker andelen av denne gruppen til 24,5 %, og de er vanligst nedstrøms vei. I kontrollbekkene er “shredder-er” og “scaper-er” blant de alminneligste FGer (hhv. 17,9 og 14,4 %), vanligst på OS lokalitetene. I de veipåvirkede bekkene er disse to gruppene ikke blant de vanligste

FGen. Økingen i andel av “filtering collector–er” skyldes spesielt en høyere forekomst av knottene *S. pusillum* og *P. hirtipes* i de veipåvirkede bekkene. Nedgangen i andel “shredder–er” og “scrapper–er” i de veipåvirkede bekkene skyldes spesielt en nedgang av steinfluene *N. pictetii*, *A. borealis*, *A. sulcicollis*, *Leuctra nigra* og *L. digitata* samt døgfluene *B. niger*.

*Tabell 3.7 Resultater av SIMPER analysen for FGer, dvs. bestemmelse av det relative bidraget av en FG til ulikheten mht. FGer mellom OS og NS lokaliteter i kontrollbekker og veipåvirkede bekker. Data er bare vist for FGer som forklarer de første ca. 70 % av bidragene til variasjonen i sammensetningen av FGer. I siste kolonne av tabellen er det indikert om den aktuelle FGen er mest vanlig på oppstrøms (OS) eller nedstrøms (NS) lokaliteter. GC, gathering collector; FC, filtering collector; Sh, shredder; Sc, scrapper.*

<b>FFG</b>	<b>Bidrag (%)</b>	<b>Lokalitet</b>
<b><u>Veipåvirkede bekker</u></b>		
GC	45,98	NS
FC	24,49	NS
<b><u>Kontrollbekker</u></b>		
GC	46,77	NS
Sh	17,89	US
Sc	14,35	US

## 4. Diskusjon

### 4.1 Effekter av vei på mangfold, taksonomisk sammensetning og funksjonalitet av bunndyrsamfunnet

Hensikten med dette prosjektet var å undersøke om bunndyrfaunaen i veipåvirkede bekker avviker fra tilsvarende bekker som ikke er påvirket av vei. Flere av de undersøkte responsvariablene for bunndyrdiversitet var påvirket av vei. Tettheten av bunndyr var høyere i de veipåvirkede bekkene sammenlignet med kontrollbekkene spesielt på oppstrøms lokalitetene. Vi observerte en markant signifikant nedgang i tettheten i bekkene nedstrøms vei sammenlignet ved kontrollbekkene. Artsrikdommen var høyere i de veipåvirkede bekkene sammenlignet med kontrollbekkene spesielt på oppstrøms lokalitetene. Artsrikdommen tenderte til å være marginalt lavere i bekkene nedstrøms vei sammenlignet med kontrollbekkene. Artsrikdom justert for tetthet var ikke påvirket av vei. Det betyr at høyere artsrikdom i veipåvirkede bekker skyldes høyere tetthet, og at marginalt lavere artsrikdom nedstrøms vei skyldes nedgang i bunndyrtettheten. Vei hadde også en svak signifikant effekt på jevnhet av bunndyrsamfunnet; det var en svak øking i jevnhet langs kontrollbekkene, men ingen forskjell i jevnhet i de veipåvirkede bekkene mellom oppstrøms og nedstrøms lokaliteter. Ulikheten i artssammensetningen, dvs. den naturlige forandringen i artssammensetningen langs bekkene, var ikke påvirket av vei.

I tillegg fant vi en signifikant effekt av vei på sammensetningen av bunndyrfaunaen og funksjonaliteten av bunndyrsamfunnet. Det gjaldt både effekten av vei i seg selv (hovedeffekt), noe som indikerer at samfunnsstrukturen i de veipåvirkede bekkene er forskjellig fra kontrollbekkene. I tillegg var interaksjonen mellom vei og lokalitet signifikant, hvilket indikerer at samfunnsstrukturen nedstrøms i de veipåvirkede bekkene avviker fra strukturen oppstrøms. Tilstedeværelsen av vei var den viktigste faktoren både for sammensetningen av bunndyrfaunaen og sammensetningen av FGer. Den nest viktigste faktoren var bekk. Forskjeller i geomorfologi, nedbørfeltkarakteristika og vannkjemi var av mer underordnet betydning. Det betyr altså at tilstedeværelsen av vei overstyrer andre miljøforhold som påvirker bunndyrfaunaen, bl.a. forskjeller mellom bekker i geomorfologi, vannkjemi og nedbørfeltkarakteristika. Den relative store betydningen av bekk kan forklares med forskjeller mellom bekkene i betadiversiteten, dvs. at bekkene i utgangspunktet har relativt forskjellige bunndyrsamfunn.

En del tidligere undersøkelser viser at vei og trafikk kan påvirke diversiteten og sammensetningen av bunndyrsamfunnet i bekker. For eksempel er det vist at tettheten av

vei påvirker bunndyrfaunaen i bekker i nedbørfeltene (f. eks. Kratzer m. fl. 2006, Wallace m. fl. 2013). Fordi tettheten av vei er korrelert med en rekke andre faktorer som er relatert til urbanisering og virkninger dette har på miljøet, kan effekten av veitetthet i disse studiene ikke kun tilskrives tilstedeværelsen av vei. Det er bare noen få studier som direkte sammenligner bunndyrfaunaen i bekker ovenfor- og nedenfor vei (Perdikaki & Mason 1999, Shaver & Shuren 2011). Begge disse studiene inkluderer bekker som er berørt av motorvei og dermed har relativt høy trafikkbelastning i forhold til mindre veier og sammenlignet med norske forhold. På tross av dette fant begge undersøkelser at vei bare hadde en liten effekt på bunndyrsamfunnet. Perdikaki og Mason (1999) fant kun signifikant effekt på bunndyrdiversiteten nedstrøms veien i sommermånedene. I undersøkelsen til Shaver og Suren (2011) ble det bare funnet en effekt på bunndyrsamfunnet nedstrøms veien i en av de seks undersøkte bekkene. I en annen studie var det fokus på avrenning fra motorvei (Maltby m. fl. 1995). De undersøkte lokalitetene var derfor plassert oppstrøms- og nedstrøms drenavløpet fra motorveien til bekken og ikke oppstrøms- og nedstrøms selve veien. Forfatterne fant en effekt av veiavrenning på diversiteten og sammensetningen av bunndyrsamfunnet i fire av de syv bekkene som de undersøkte.

Vår undersøkelse er, så vidt vi vet, det første studiet om effekter av vei på bunndyrfaunaen som inkluderer oppstrøms- og nedstrøms lokaliteter i kontrollbekker. De observerte effektene på bunndyrfaunaen kan derfor tilskrives tilstedeværelse av vei og ikke effekter som skyldes endringer i bunndyrfaunaen langs en bekk (fra øverst til nederst). I de tre tidligere nevnte studiene har man ikke undersøkt kontrollbekker. Siden bunndyrfaunaen endrer seg naturlig langs en bekk eller elv, er det dermed uklart om effekten som er påvist i disse studiene kun kan forklares som en effekt av vei. Disse undersøkelsene var heller ikke designet for å kunne påvise eventuelle oppstrøms effekter slik som i vår undersøkelse. I studiene til Maltby m. fl. (1995) og Shaver og Suren (2011) er sparkemetoden, som er en kvalitativ prøvetakingsmetode, brukt til bunndyrprøvetaking. Surber-nett, som vi brukte i denne undersøkelsen, er en kvantitativ metode, som påviser eventuelle effekter med større sikkerhet. Elvene/bekkene som ble undersøkt av Perdikaki og Mason (1999), er også noe større enn de bekkene som vi har undersøkt. Som tidligere nevnt, vil det være lettere å påvise effekter i mindre bekker siden effekten av det omkringliggende miljøet på økologien i bekken er større i mindre bekker sammenlignet med større bekker eller elver.

Effekten av vei på sammensetningen av bunndyrsamfunnet skyldes at noen arter er vanligere og noen arter er sjeldnere i de veipåvirkede bekkene sammenlignet med kontrollbekkene. Knotten *S. pusillum* og døgnfluen *B. rhodani* var vanligere i de veipåvirkede bekkene. Andre arter var mindre vanlige i de veipåvirkede bekkene sammenlignet med kontrollbekkene;

dette var steinfluene *N. pictetii*, *A. borealis*, *A. sulcicollis*, *Leuctra nigra* og *L. digitata*, døgnfluen *B. niger* samt knotten *P. latimucro*. Disse steinfluene er ansett for å være relativt sensitive overfor forskjellige belastningstyper så som nærings saltbelastning og organisk belastning, mens knott og *B. rhodani* er ansett for å være mer tolerante (Direktoratsgruppa 2009) selv om sistnevnte art er sensitiv for forsurening.

Denne undersøkelsen har vist at vei og trafikk kan påvirke funksjonelle egenskaper i bunndyrsamfunnet (funksjonelle grupper) i bekker. I både veipåvirkede og kontrollbekker var "gathering collector-er" den klart vanligste FGen. Vi observerte et skifte fra kontrollbekkene hvor "shredder-er" og "scraper-er" utgjorde store andeler. I de veipåvirkede bekkene økte spesielt andelen knott, som regnes som "filtering collector". Som følge av dette økte andelen "filtering collector-er" i de veipåvirkede bekkene, spesielt nedstrøms vei. Det er få andre studier av hvordan vei påvirker funksjonaliteten av bunndyrsamfunnet i bekker. Maltby et al (1995) fant en reduksjon av "collector-er" og "scraper-er" nedstrøms for vei i en av tre undersøkte bekker. Den økte andelen "filtering collector-er" i de veipåvirkede bekkene i vår undersøkelse, kan tyde på en økning i mengden av fint partikulært materiale. Larvestadiene av knott lever av fint partikulært organisk materiale som de filtrerer fra vannet (Allan & Castillo 2007). Vi har bare målinger av mengden av suspendert stoff, som inkluderer både organisk og uorganisk materiale, i vannprøvene, og ikke av mengden av fint partikulært organisk materiale. Når vi ikke målte noen forskjeller i mengden av suspendert stoff mellom de to kategoriene av bekker, trenger det derfor ikke bety at mengden av fint partikulært organisk materiale er den samme i kontrollbekkene og de veipåvirkede bekkene.

## 4.2 Mulige årsaksfaktorer

Vei kan påvirke bunndyrsamfunnet i bekker via flere forskjellige mekanismer. Det kan derfor være flere faktorer som er årsak til de observerte effektene på bunndyrsamfunnet i de veipåvirkede bekkene i dette studiet. Da vei hadde en effekt på bunndyrsamfunnet både oppstrøms- og nedstrøms vei må de mulige årsaksfaktorene kunne gjøre rede for effekter i de veipåvirkede bekkene både oppstrøms og nedstrøms vei. Det er ikke mulig på bakgrunn av dette studiet entydig å fastslå hvilke faktorer knyttet til veipåvirkning (vannkjemi, geomorfologi eller nedbørfeltkarakteristika) som er viktigst. For å identifisere mulige årsaksfaktorer, testet vi om vei har en signifikant effekt på andre miljøfaktorer, som kan være mulige drivere.

Utbygging av veinettet skaper en barriereeffekt for både dyr og planter. Dette medfører en fragmentering av deres leveområder (Forman & Alexander 1998). Mange bunndyrarter i

rennende vann beveger seg over kortere eller lengre avstand både oppstrøms og nedstrøms elva/bekken, som en naturlig del av sin livssyklus (f.eks. Williams & Hynes 1976). I vannfasen vil noen arter ha en nettobevegelse nedstrøms og andre oppstrøms (f.eks. Elliot 1967, McLay 1970). Insekter som har forlatt sitt akvatiske habitat, vil ofte ha en netto-oppstrømsbevegelse (f.eks. Soderstrom 1987). En kryssende vei kan medføre en oppstyking av bekken, for eksempel i form av endringer i kontinuiteten i vannstrømmen. Ofte vil også veien utgjøre en fysisk sperre av hele bekken, inklusiv det omkringliggende miljøet. En slik oppstyking av bekken og dens omgivende miljø kan påvirke den naturlige spredningen av arter langs bekken (Petersen m. fl. 2004). I vår undersøkelse var de veipåvirkede bekkene og det omkringliggende miljøet mer fragmentert og med en mindre sammenhengende vannstrøm enn kontrollbekkene. Det finnes veldig få studier av hvordan menneskelige barrierer i bekker påvirker spredningen av forskjellige bunndyrtaksa i en bekk. En undersøkelse i New Zealand indikerer at kulverter påvirker spredningen av voksne vårfluer i bekker i tettbygde strøk, men denne undersøkelsen inkluderer ikke andre taksa av bunndyrfaunaen (Blakely m. fl. 2006). Selv om det ikke er mulig å konkludere med at de påviste effektene av vei på bunndyrsamfunnet i denne undersøkelsen skyldes fragmentering, fremstår dette som en sannsynlig årsaksmekanisme. En slik barriereeffekt vil kunne påvirke både oppstrøms og nedstrøms migrasjon, og dermed også kunne forklare oppstrømseffektene vi påviste.

Substrattype og -størrelse er faktorer som kan påvirke bunndyrsamfunnet i rennende vann (f.eks. Culp m. fl. 1983, Schroeder m. fl. 2013). I denne undersøkelse hadde vei ingen effekt på typen av dominerende substrattype eller på "embeddedness". Derimot hadde de fleste kontrollbekkene en subdominerende substrattype med større partikkelstørrelse enn de veipåvirkede bekkene. Det kan ikke utelukkes at forskjellene i subdominerende substrattype mellom kontrollbekker og veipåvirkede bekker forklarer noe av veieffekten på bunndyrsamfunnet, men dette virker lite sannsynlig. Hvis substratforholdene skulle være med å forklare de observerte veieffektene på bunndyrsamfunnet ville man antakeligvis også ha observert en veieffekt på dominerende substrattype. Videre er det sannsynligvis lite problemer med igjenfylling av hulrom og mangel på oksygen i sedimentet i hovedparten av de undersøkte lokalitetene siden størrelsesintervallet på dominerende og subdominerende type substrat var fra 2 - 20 cm, og graden av "embeddedness" var forholdsvis lav. Endelig er substratstørrelse generelt av liten betydning så lenge det ikke er fint sediment som silt og sand eller fjell (Barnes m. fl. 2013).

Tilstedeværelse av vei kan også medvirke til dårligere vannkvalitet i tilgrensende vannforekomster, noe som igjen vil kunne påvirke ferskvannsfauna og -flora. I denne

undersøkelsen var det bare konsentrasjonen av Cl som var påvirket av vei, idet konsentrasjonen var vesentlig høyere nedstrøms veien sammenlignet med kontrollbekkene. Forhøyede konsentrasjoner av Cl, kan påvirke bunndyrsamfunn i bekker, men slike effekter forekommer vanligvis ved konsentrasjoner som er langt høyere enn de konsentrasjonene som vi målte i denne undersøkelsen (f.eks. Blasius & Merritt 2002, Canedo–Arguelles m. fl. 2013). Dessuten var Cl konsentrasjonene oppstrøms i de veipåvirkede bekkene bare marginalt høyere enn oppstrøms i kontrollbekkene og kan derfor ikke forklare effektene på bunndyrsamfunnet som ble observert oppstrøms veien. Dårligere vannkvalitet i form av høyere Cl konsentrasjoner som følge av veipåvirkning fremstår derfor som en lite sannsynlig forklaring på de observerte effektene på bunndyrfaunaen. Det kan likevel ikke utelukkes at det har forekommet episoder med vesentlig forringet vannkvalitet (f.eks. vesentlig høyere konsentrasjoner av Cl eller tungmetaller) i forbindelse med snøsmeltingen i mars 2012, altså før disse undersøkelsene. Den kjemiske sammensetningen av sedimentet er ikke undersøkt i denne studie. Det kan derfor ikke utelukkes at forhøyede konsentrasjoner av toksiske stoffer i sedimentet kan ha påvirket bunndyrsamfunnet.

I denne undersøkelsen var andelen myr i nedbørsfeltet til de veipåvirkede bekkene vesentlig lavere enn i kontrollbekkene både oppstrøms- og nedstrøms veien. I tillegg til arealbeslaget, fører anlegging av vei i områder med myr og våtmark ofte til endring av hydrologien i et nedbørfelt og drenering av hele eller deler av tilgrensende områder med myr og våtmark. Dette kan være forklaringen på lavere andel myr i nedbørfeltene til de veipåvirkede bekkene. Myr kan fungere som en hydrologisk og kjemisk buffer som minsker fluktuasjoner i hydrologi og vannkjemi i en bekk (Petrin m. fl. 2007). Myrområdene kan dermed ha en avbøtende effekt på perioder med ugunstige forhold for bunndyrfaunaen, enten på grunn av dårlig vannkvalitet eller flomepisoder, to forhold som i seg selv kan påvirkes av vei. Reduksjon av myrområder i nedbørfeltene til de veipåvirkede bekkene kan derfor være en medvirkende årsak til de observerte effektene på bunndyrsamfunnene i disse bekkene. Det kan likevel ikke utelukkes at lavere andel myr i nedbørfeltene til de veipåvirkede bekkene skyldes trasevalg utenom myrområder ved anlegningen av veien.

### **4.3 Veipåvirkninger i mindre bekker – mulige konsekvenser for økosystemtjenester.**

Som denne undersøkelsen har vist, kan vei påvirke dyrelivet (biomangfoldet) så vel som det fysiske/kjemiske miljøet (f.eks. vannkvalitet) i mindre bekker. Mindre bekker er viktige for en rekke av de økosystemtjenestene som mennesker nyter godt av fra ferskvann, for eksempel, friluftsliv, habitat for arts mangfold og viktige økologiske prosesser som biologisk

produksjon, nedbryting og vannrensing (Hassan m. fl. 2005, Vörösmarty m. fl. 2005). Både artsmangfold og vannkvalitet er betydelige aspekter i denne sammenheng. Vi vil kort beskrive noen eksempler på økosystemtjenester som kan bli berørte ved veipåvirkning.

Mindre bekker utgjør en stor andel av den samlede lengde av rennende vann i et vassdrag (Allan & Castillo 2007). Bunndyrfaunaen er en viktig komponent i de mindre bekkene (Wallace m. fl. 1997). Ofte er artsrikdommen stor, med mange arter som bare finnes i disse øvre delene av vassdragene (Meyer m. fl. 2007). Derfor vil endringer av mangfoldet av bunndyrfaunaen her kunne ha stor betydning for det totale mangfoldet i vassdraget.

Generelt kan tap av biologisk mangfold medføre endringer i viktige økologiske prosesser, så som biologisk produksjon og nedbryting, som er viktige for den totale økologiske funksjonen (Cardinale 2012). Mindre bekker utgjør et viktig bindeledd mellom terrestriske og akvatiske økosystemer og er ofte avhengige av tilførsel av organisk materiale (Petrin m. fl. 2007, Wallace m. fl. 1997). I den sammenheng er nedbryting av løv og annet organisk materiale en viktig økologisk prosess (Allan & Castillo 2007). En undersøkelse av Jonsson m. fl. (2001) indikerer at artsrikdom og tetthet av bunndyr tilhørende den funksjonelle gruppen "shredder-er" påvirker nedbrytningshastigheten av løv. I en annen undersøkelse er det vist at nedbrytningen av løv øker med antallet av "shredder-er" og at økingen er raskest når bunndyrsamfunnet har lavere jevnhet (Dangles & Malmqvist 2004). I undersøkelsen til Maltby og medarbeidere (1995) ble reduksjonen av "collector-er" og "scaper-er" satt i forbindelse med redusert omsetting av løv nedstrøms vei i en av de undersøkte bekkene. Sett i lyset av ovennevnte studier er det mulig at reduksjonen av "shredder-er" og "scaper-er" i de veipåvirkede bekkene i vår undersøkelse vil kunne redusere omsetningen av løv og annet organisk materiale i disse bekkene.

Vei og trafikk er bare en av flere menneskelige aktiviteter som påvirker mindre bekker. Den kumulative effekten av forandringene i mindre bekker kan på en større romlig skala påvirke den økologiske funksjonen til nedstrøms elvestrekninger og andre vannforekomster (Freeman m. fl. 2007, Meyer m. fl. 2007). For eksempel vil endringer i omsetningen av organisk materiale kunne påvirke transporten av organisk materiale til de delene av vassdraget som ligger nedstrøms veien. I vår undersøkelse ble det også påvist forhøyede konsentrasjoner av Cl i bekkene nedstrøms veien. Cl stammer fra veisaltning og ender via bekkene opp i grunnvannsforekomster eller innsjøer nedstrøms i vassdraget. En nyere undersøkelse av et større antall norske innsjøer viste at ca 30 % av de undersøkte innsjøene hadde utviklet en saltgradient og endrede sirkulasjonsforhold (Bækken & Haugen 2012).



Målinger fra innsjøen Øvre Jerpetjern som ligger rett vest for bekk nummer 18 og 19 har vist økende konsentrasjon av Cl siden slutten av 1980-årene (Jensen m.fl. under publisering). Grunnvannsforekomster kan bli uegnet som drikkevann dersom konsentrasjonen av Cl blir for høy. I innsjøene kan økende Cl konsentrasjoner medføre endret sirkulasjon og oksygenfrie forhold i bunnsjiktet. Det kan igjen føre til frigivelse av næringsstoffer og tungmetaller, noe som i sin tur kan bety oppblomstring av planteplankton. Slike forandringer vil ha betydning for økologien i innsjøen og for bruken av innsjøen til drikkevann og rekreative formål.

#### 4.4 Veien videre

Nasjonal transportplan fastslår at det bør satses mer på forskning for å øke kunnskapen om effekter av samferdsel på naturområder og naturmangfold (Samferdselsdepartementet 2013). Denne undersøkelsen kan være med på å bidra til økt kunnskap om effekter av vei og veitrafikk på biomangfoldet i ferskvann. Samtidig som undersøkelsen har søkt svar på spørsmålet om bunndyrfaunaen i veipåvirkede bekker avviker fra kontrollbekker som ikke er påvirket av vei, har den også reist en rekke andre spørsmål:

- Undersøkelsen påviste effekter på bunndyrfaunaen både oppstrøms og nedstrøms veien. Totalt finnes det 93.000 km med offentlig vei i Norge (Monsrud 2009). I tillegg kommer ca. 126.000 km med privat vei (Store norske leksikon). Lengden av det samlede elvenettverket i Norge er 387.000 km (NVE, Datagrunnlag N50 Kartdata, unntatt "vann" og "to-strekselv"). Med utgangspunkt i disse tallene, er det grunn til å tro at vei er en faktor som påvirker biomangfoldet i bekker og elver over hele landet. Et åpenlyst spørsmål i denne sammenhengen, og som undersøkelsen ikke besvarer, er hvor langt vekk fra veien bunndyrfaunaen i bekken er påvirket, og om dette er forskjellig oppstrøms og nedstrøms veien?
- Et annet spørsmål som melder seg er om veistørrelse og trafikkbelastning har betydning for hvor kraftige effektene er på bunndyrfaunaen? Det er nærliggende å anta at de økologiske effektene øker med størrelse på veien og med trafikkbelastningen.
- Vi har identifisert noen mulige årsaksmekanismer, men det vil kreve ytterligere undersøkelser å evaluere betydningen av disse, og hvordan man evt. kan gjennomføre avbøtende tiltak. Dersom fragmentering er en viktig faktor, vil det være viktig å velge løsninger ved fremtidig anlegg av vei som søker å minimere fragmenteringen av bekken og miljøet rundt. For eksempel har vi i dette studiet undersøkt bekker hvor veipassasjen inkluderer både broer, kulverter og rør. Selv om det virker åpenbart at broer som inkluderer en "intakt" bekkekorridor ofte vil være en

bedre total løsning for miljøet (Lesbarreres & Fahrig 2012), gjenstår det å evaluere forskjellige typer passasjer opp mot hverandre. I denne forbindelse skal det nevnes at forskjellige løsninger kan ha forskjellig effekt på forskjellige organismegrupper (Lesbarreres & Fahrig 2012). For å unngå tap av myr-/våtmarksområder ved anlegg av ny vei kan det være aktuelt å velge traséer som går utenom myrområder eller å gjennomføre tiltak for å unngå drenering dersom en trase gjennom et myr-/våtmarksområder velges likevel.

- Denne studien har vist at undersøkelser av funksjonelle egenskaper til bunndyrsamfunnet kan belyse forandringer av økologisk funksjon ved veipåvirkning. Andre funksjonelle egenskaper ved bunndyrsamfunnet som for eksempel kroppsstørrelse og fekunditet vil være knyttet til produktiviteten av økosystemet. En grundigere undersøkelse av flere forskjellige funksjonelle egenskaper av bunndyrsamfunnet vil gi et bedre inntrykk av i hvilken grad bekkenes økologiske funksjon påvirkes av vei.

## 5. Referanser

- Allan, J. D. & Castillo, M. M. 2007. *Stream Ecology. Structure and Function of Running Waters*. – Springer, Dordrecht.
- Anderson, M. J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. – *Austral Ecology* 26 (1): 32–46.
- Barnes, J. B., Vaughan, I. P. & Ormerod, S. J. 2013. Reappraising the effects of habitat structure on river macroinvertebrates. – *Freshwater Biology* 58 (10): 2154–2167.
- Bishop, K., Buffam, I., Erlandsson, M., Folster, J., Laudon, H., Seibert, J. & Temnerud, J. 2008. *Aqua Incognita: the unknown headwaters*. – *Hydrological Processes* 22 (8): 1239–1242.
- Blakely, T. J., Harding, J. S., McIntosh, A. R. & Winterbourn, M. J. 2006. Barriers to the recovery of aquatic insect communities in urban streams. – *Freshwater Biology* 51 (9): 1634–1645.
- Blasius, B. J. & Merritt, R. W. 2002. Field and laboratory investigations on the effects of road salt (NaCl) on stream macroinvertebrate communities. – *Environmental Pollution* 120 (2): 219–231.
- Bray, J. R. & Curtis, J. T. 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. – *Ecological Monographs* 27: 325–349.
- Bækken, T. & Haugen, T. 2012. Road salt and heavy metals in lakes along the roads in Southern Norway 2010. (In Norwegian). – VD rapport. 50. Norwegian Public Roads Administration, Environmental Assessment Section. 54 s.
- Canedo-Arguelles, M., Kefford, B. J., Piscart, C., Prat, N., Schafer, R. B. & Schulz, C. J. 2013. Salinisation of rivers: An urgent ecological issue. – *Environmental Pollution* 173: 157–167.
- Cardinale, B. 2012. Impacts of Biodiversity Loss. – *Science* 336 (6081): 552–553.
- Clarke, K. R. 1993. Nonparametric multivariate analyses of changes in community structure. – *Australian Journal of Ecology* 18 (1): 117–143.
- Culp, J. M., Walde, S. J. & Davies, R. W. 1983. Relative importance of substratum particle size and detritus to stream benthic macroinvertebrate microdistribution. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40 (10): 1568–1574.
- Dangles, O. & Malmqvist, B. 2004. Species richness–decomposition relationships depend on species dominance. – *Ecology Letters* 7 (5): 395–402.
- Direktoratsgruppa for gjennomføring av vanddirektivet, 2009. Veileder 02:2009. Overvåking av miljøtilstand i vann – Veileder for vannovervåking i hht. kravene i Vannforskriften. Veileder 02:2009. 119 s.
- Elliot, J. M. 1967. The life history and drifting of the Plecoptera and Ephemeroptera in a Dartmoor stream. – *Journal of Animal Ecology* 36: 343–367.
- Forman, R. T. T. & Alexander, L. E. 1998. Roads and their major ecological effects. – *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207–231.
- Freeman, M. C., Pringle, C. M. & Jackson, C. R. 2007. Hydrologic connectivity and the contribution of stream headwaters to ecological integrity at regional scales. – *Journal of the American Water Resources Association* 43 (1): 5–14.

- Good, P. 2005. *Permutation, Parametric and Bootstrap Tests of Hypotheses*. 3. edition. utg. Springer Series in Statistics. – Springer Science+Business Media, Inc., New York.
- Gotelli, N. J. & Colwell, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. – *Ecology Letters* 4 (4): 379–391.
- Hassan, R., Scholes, R. & Ash, N. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends, Volume 1*. – The Millennium Ecosystem Assessment Series. 47 s.
- Hurlbert, S. H. 1971. The Nonconcept of Species Diversity: A Critique and Alternative Parameters. – *Ecology Letters* 52 (4): 577–586.
- Jonsson, M., Malmqvist, B. & Hoffsten, P. O. 2001. Leaf litter breakdown rates in boreal streams: does shredder species richness matter? – *Freshwater Biology* 46 (2): 161–171.
- Kratzer, E. B., Jackson, J. K., Arscott, D. B., Aufdenkampe, A. K., Dow, C. L., Kaplan, L. A., Newbold, J. D. & Sweeney, B. W. 2006. Macroinvertebrate distribution in relation to land use and water chemistry in New York City drinking-water-supply watersheds. – *Journal of the North American Benthological Society* 25 (4): 954–976.
- Lesbarreres, D. & Fahrig, L. 2012. Measures to reduce population fragmentation by roads: what has worked and how do we know? – *Trends in Ecology & Evolution* 27 (7): 374–380.
- Maltby, L., Forrow, D. M., Boxall, A. B. A., Calow, P. & Betton, C. I. 1995. The effects of motorway runoff on fresh-water ecosystems .1. field-study. – *Environmental Toxicology and Chemistry* 14 (6): 1079–1092.
- McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E. & Westoby, M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. – *Trends in Ecology & Evolution* 21 (4): 178–185.
- McLay, C. L. 1970. A theory concerning the distance travelled by animals entering the drift of a stream. – *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 27: 359–370.
- Meyer, J. L., Strayer, D. L., Wallace, J. B., Eggert, S. L., Helfman, G. S. & Leonard, N. E. 2007. The contribution of headwater streams to biodiversity in river networks. – *Journal of the American Water Resources Association* 43 (1): 86–103.
- Monsrud, J. 2009. *Transport i Norge*. Statistisk sentralbyrå. 330 s.
- Perdikaki, K. & Mason, C. F. 1999. Impact of road run-off on receiving streams in Eastern England. – *Water Research* 33 (7): 1627–1633.
- Petersen, I., Masters, Z., Hildrew, A. G. & Ormerod, S. J. 2004. Dispersal of adult aquatic insects in catchments of differing land use. – *Journal of Applied Ecology* 41 (5): 934–950.
- Petrin, Z. 2011. Species traits predict assembly of mayfly and stonefly communities along pH gradients. – *Oecologia* 167 (2): 513–524.
- Petrin, Z., McKie, B., Buffam, I., Laudon, H. & Malmqvist, B. 2007. Landscape-controlled chemistry variation affects communities and ecosystem function in headwater streams. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64 (11): 1563–1572.
- Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. 1993. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. – Chapman and Hall, New York.
- Samferdselsdepartementet. 2013. Meld. St. 26. Nasjonal transportplan 2014–2023. Samferdselsdepartementet, red. – Fagbokforlaget, Bergen. s 325.
- Schroeder, M., Kiesel, J., Schattmann, A., Jaehnig, S. C., Lorenz, A. W., Kramm, S., Keizer-Vlek, H., Rolauffs, P., Graf, W., Leitner, P. & Hering, D. 2013. Substratum associations

- of benthic invertebrates in lowland and mountain streams. – *Ecological Indicators* 30: 178–189.
- Shaver, E. & Shuren, A. 2011. Assessing Impacts of State Highway Stormwater Runoff on Stream Invertebrate Communities. NZ Transport Agency. 78 s.
- Soderstrom, O. 1987. Upstream movements of invertebrates in running waters – a review. – *Archiv Fur Hydrobiologie* 111 (2): 197–208.
- Thunes, K. H., Bratli, H. & Øyen, B.–H. 2010. Påvirkning på biologisk mangfold fra veger og vegtrafikk – Forprosjekt. – Oppdragsrapport fra Skog og landskap 14. Skog og landskap.
- Vörösmarty, C. J., Léveque, C., Revenga, C., Bos, R., Caudill, C., Chilton, J., Douglas, E. M., Meybeck, M., Prager, D., Balvanera, P., Barker, S., Maas, M., Nilsson, C., Oki, T. & Reidy, C. A. 2005. Fresh Water. – *The Millennium Ecosystem Assessment Series* 7. 43 s.
- Wallace, A. M., Croft–White, M. V. & Moryk, J. 2013. Are Toronto's streams sick? A look at the fish and benthic invertebrate communities in the Toronto region in relation to the urban stream syndrome. – *Environmental Monitoring and Assessment* 185 (9): 7857–7875.
- Wallace, J. B. & Eggert, S. L. 2009. Benthic invertebrate fauna, small streams. – *Encyclopedia of Inland Waters* 2: 173–190.
- Wallace, J. B., Eggert, S. L., Meyer, J. L. & Webster, J. R. 1997. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. – *Science* 277 (5322): 102–104.
- Williams, D. D. & Hynes, H. B. 1976. The recolonization mechanisms of stream benthos. – *Oikos* 27: 265–272.
- Åstebøl, S. O., Hvitved–Jacobsen, T. & Kjølholt, J. 2011. NORWAT – Nordic Road Water Veg og Vannforurensning – En litteraturgjennomgang og identifisering av kunnskapshull. 46. Statens vegvesen Vegdirektoratet 69 s.

## 6. Vedlegg

### 6.1 Liste over undersøkte bekker

Bekk nr	Behandling	Navn	Navn i Vann-nett	Nr i vann-nett
1	Vei	Leirdalsbekken	Leidalsbekken	012-2137-R
2	Vei	Sidebekk til Fiskumelva v. Øvre Gullliksrud	Fiskumelva nedre bekkefelt	012-2393-R
3	Kontroll	Bekk v. Kofstadmoen	Fiskumelva nedre bekkefelt	012-2393-R
4	Kontroll	Bekk v. Jøranrudmoen	Fiskumelva nedre bekkefelt	012-2393-R
5	Vei	Liverudbekken	Fiskumelva nedre bekkefelt	012-2393-R
7B	Kontroll	Lassedalsbekken	Kobberbergselva bekkefelt	015-1151-R
8	Vei	Svartåstjernbekken	Numedalslågen fra Pikerfoss til Skollenborg bekkefelt	015-20-R
11	Kontroll	Bekk fra Korbu, nord for E134	Kobberbergselva bekkefelt	015-1151-R
14	Kontroll	Helgevassbekken	Kobberbergselva bekkefelt	015-1151-R
17	Kontroll	Tilløpsbekk på vestsiden av Buvannet	Kobberbergselva bekkefelt	015-1151-R
18	Vei	Bekk fra Briskemyra (sidebekk til Øksneelva)	Kobberbergselva bekkefelt	015-1151-R
19	Vei	Bekk fra Finnemyr (sidebekk til Jerpetjernsbekken)	Kobberbergselva bekkefelt	015-1151-R

## 6.2 Forklaringer av forkortelser for variabler

<u>Variabel</u>	<u>Enhet</u>	<u>Kommentar</u>
<b>Bunndyrprøver</b>		
Bekk	1, 2, 3, 4, 5, 7B, 8, 11, 14, 17, 18, 19	bekk
Lokalitet	os, ns	oppstrøms, nedstrøms
Prøve	1-10	prøve nr
Taksa		navn på taxon
<b>Functional feeding groups</b>		
Taxon		navn på taxon
"filtering collector"	0, 1	"filtering collector"
"gathering collector"	0, 1	"gathering collector"
"piercer"	0, 1	"piercer"
"scraper"	0, 1	"scraper"
"shredder"	0, 1	"shredder"
"predator"	0, 1	"predator"
<b>Prediktorer</b>		
<b>Vannkjemi</b>		
Bekk	1, 2, 3, 4, 5, 7B, 8, 11, 14, 17, 18, 19	Bekk
T	i, c	behandling: veipåvirket, kontroll
Lokalitet	os, ns	oppstrøms, nedstrøms
Alk	mmol/l	Alkalitet
Kond	mS/m	konduktivitet
pH		pH
TOC	mg C/l	total organisk karbon
Tot-N	mg N/l	total nitrogen
NO <sub>3</sub>	µg N/l	nitrat
NH <sub>4</sub>	µg N/l	ammonium
Tot-P	µg P/l	total fosfor
SO <sub>4</sub>	mg SO <sub>4</sub> /l	sulfat
Cl	mg Cl/l	klorid
Al <sub>ICP-MS</sub>	µg Al/l	aluminium
Al <sub>org-mono</sub>	µg Al/l	aluminium, organisk monomert
Al <sub>tot-mono</sub>	µg Al/l	aluminium, totalt monomert
SUSP <sub>GFA</sub>	mg/l	suspendert stoff
Turb <sub>NTU</sub>		turbiditet
Olje	µg /l	hydrokarboner C10-C40
Na	mg Na/l	natrium
Ca	mg Ca/l	kalsium
Mg	mg Mg/l	magnesium
Cd	µg Cd/l	kadmium
Cu	µg Cu/l	kobber
Ni	µg Ni/l	nikkel
Zn	µg Zn/l	sink
Pb	µg Pb/l	bly
Hg	µg Hg/l	kvikksølv

## Forklaringer av forkortelser for variabler, fortsatt

<u>Variabel</u>	<u>Enhhet</u>	<u>Kommentar</u>
<b>Geomorfologi</b>		
N	UTM-32	nord koordinat
Ø	UTM-32	øst koordinat
Alt	m.o.h.	høyde over havet
Bredde	m	Bredde av bekk
Dyp	cm	Dypde av bekk
Skygging	%	% skygging
DS	5, 6, 7	dominerende substratttype: S5, S6, S7
SDS	5, 6, 7	subdominerende substratttype: S5, S6, S7
Embeddedness	1, 2, 3, 4	grad av embeddedness
Mesohabitat	"stryk", "glattstrøm", "foss", "kulp"	mesohabitat type
Passasje	bro, kulvert, rør	veikonstruksjon ved bekk
Fragmentering	1, 2, 3, 4	1, fult koblet; 2, lett dekoblet; 3, moderat dekoblet; 4, svært dekoblet disconnected
Kontinuum	1, 2, 3, 4	1. sammenhengende vannstrøm; 2. mindre kaskader; 3. større kaskader/fosser; 4. tunnel/rør
Fall	m/m	fall per meter på bekkestrekning ml os og ns lokalitet
<b>Nedbørfeltkarakteristika</b>		
Nedbørfelt areal	m <sup>2</sup>	areal av nedbørfelt
d <sub>os-ns</sub>	m	avstand ml os og ns lokalitet
d <sub>E134</sub>	m	korteste avstand til E-134
Alt <sub>range</sub>	m	range i altitude i nedbørfelt
Slope <sub>nedbørfelt</sub>	grader	gjennomsnittlig slope av nedbørfelt
Bebyggelse	% av nedbørfelt	Areal som er utbygd eller i betydelig grad opparbeida, samt tilstøtende arealer som i funksjon er nært knyttet til bebyggelse
Samferdsel	% av nedbørfelt	Areal som brukes til samferdsel
Fulldyrket	% av nedbørfelt	Jordbruksareal som er dyrka til vanlig pløvedjup, og kan benyttes til åkervekster eller til eng, og som kan fornyes ved plø
Skog	% av nedbørfelt	Areal med minst 6 trær per dekar som er eller kan bli 5 meter høye, og disse bør være jevnt fordelt på arealet
Åpen fastmark	% av nedbørfelt	Fastmark som ikke er jordbruksareal, skog, bebyggelse eller samferdsel
Myr	% av nedbørfelt	Areal med myrvegetasjon og minst 30 cm tjukt torvlag
Vann	% av nedbørfelt	Uspesifisert vannflate
Skog bar	% av nedbørfelt	Minst 50 % av skogdekt areal er dekt av bartrær
Skog løv	% av nedbørfelt	Mindre enn 20 % av skogdekt areal er dekt av bartrær
Skog blanding	% av nedbørfelt	Mellom 20 – 50 % av skogdekt areal er dekt av bartrær
Skog ikke tresatt	% av nedbørfelt	Arealet har ikke tresetting som holder kravet til skog
Skog impediment	% av nedbørfelt	Mindre enn 0,1 m <sup>3</sup> tilvekst per dekar og år
Skog lav	% av nedbørfelt	0,1 – 0,3 m <sup>3</sup> tilvekst per dekar og år
Skog middels	% av nedbørfelt	0,3 – 0,5 m <sup>3</sup> tilvekst per dekar og år
Skog høy	% av nedbørfelt	0,5 – 1,0 m <sup>3</sup> tilvekst per dekar og år
Fjell i dagen	% av nedbørfelt	Areal der mer enn 50 % er bart fjell og mindre enn 10 % har jord dypere enn 30 cm
Grunnlendt	% av nedbørfelt	Areal der mer enn 50 % har mindre jorddybde enn 30 cm, men som ikke kan klassifiseres som fjell i dagen
Jorddekt	% av nedbørfelt	Fastmark der mer enn 50 % av arealet har større jorddybde enn 30 cm
Organisk jord	% av nedbørfelt	Areal som har et organisk jordlag tjukkere enn 30 cm (20 cm)



### 6.3 Bunndyrprøver, registrering av bunndyrtaksa per prøve

Bakk	Loakstet	navne	1ns	2ns	3ns	3os
		<i>Nemato</i>				
		<i>Crenobia alpina</i>				
		<i>Oligochaeta</i>				
		<i>Glossiphonia complanata</i>				
		<i>Pezidium</i> sp.				
		<i>Gyaulus acronotus</i>				
		<i>Hydracarina</i>				
		<i>Ostracoda</i>				
		<i>Cyclopoid copepodite</i>				
		<i>Asellus aquaticus</i>				
		<i>Hepagania dalenica</i>				
		<i>Hepagania sulphurea</i>				
		<i>Baetis nivicus</i>				
		<i>Baetis nigricornis</i>				
		<i>Baetis rhodani</i>				
		<i>Ameletus trojanicus</i>				
		<i>Ameletus alpinus</i>				
		<i>Leptophlebia marginata</i>				
		<i>Diura nansoni</i>				
		<i>Isoperla difformis</i>				
		<i>Stiphodonella burmeisteri</i>				
		<i>Brachyptera lasi</i>				
		<i>Nemoura pictetii</i>				
		<i>Nemoura chinensis</i>				
		<i>Nemoura flexuosa</i>				
		<i>Nemoura aviculans</i>				
		<i>Protonemura meyeri</i>				
		<i>Amphinema borealis</i>				
		<i>Amphinema standfussi</i>				
		<i>Amphinema sulcicolle</i>				
		<i>Capnia bifrons</i>				
		<i>Leuctra nigra</i>				
		<i>Leuctra hippopus</i>				
		<i>Leuctra diligata</i>				
		<i>Coronulaster boltoni</i>				
		<i>Stalioa cf. lucaria</i>				
		<i>Stalioa fuliginosa</i>				
		<i>Hydroana gracilis</i> (sp)				
		<i>Ectodes minuta</i> (lv)				
		<i>Elmfa aenea</i> (lv)				
		<i>Elmfa aenea</i> (ad)				
		<i>Oulimnius tuberculatus</i> (lv)				
		<i>Limulus volckmari</i> (lv)				
		<i>Agabus guttatus</i> (lv)				
		<i>Agabus guttatus</i> (ad)				
		<i>Hydropsyche siliifolia</i>				
		<i>Oxyethira cf. flavicornis</i>				
		<i>Oxyethira cf. frieli</i>				
		<i>Agnetia nigripes</i>				
		<i>Agnetia nigripes</i>				
		<i>Halesus rufatus</i>				
		<i>Halesus rufatus</i>				
		<i>Micropterna lateralis</i>				
		<i>Psephenopsis nigricornis</i>				
		<i>Psephenopsis cingulatus</i>				
		<i>Stio pallipes</i>				
		<i>Scirtosoma personatum</i>				
		<i>Rhyacophila nubila</i>				
		<i>Rhyacophila fasciata</i>				
		<i>Philoctenus montanus</i>				
		<i>Lygia phaeopa</i>				
		<i>Polycentropus flavomaculatus</i>				
		<i>Plectrocnemia conspersa</i>				
		<i>Yamatoptera sp.</i>				
		<i>Antocha vitripennis</i>				
		<i>Elophila sp.</i>				
		<i>Neolimnomyia sp.</i>				
		<i>Scleroprocta cf. soroculla</i>				
		<i>Molophilus sp.</i>				
		<i>Dicranota sp.</i>				
		<i>Pedicia rivosa rivosa</i>				
		<i>Bredinella freyi</i>				
		<i>Psychoda sp.</i>				
		<i>Dixa maculata</i>				
		<i>Prosimulium cf. latimucro</i>				
		<i>Prosimulium cf. litripes</i>				
		<i>Schaenbaueria pusillum</i>				
		<i>Callicoides sp.</i>				
		<i>Chironomidae</i>				
		<i>Tanaisius sp.</i>				
		<i>Cheliferia sp.</i>				
		<i>Memecuriana sp.</i>				
		<i>Wiedemannia sp.</i>				
		<i>Scatophila sp.</i>				







## 6.4 Bunndyr – funksjonelle grupper

Taxon	"filtering collector"	"gathering collector"	"piercer"	"scraper"	"shredder"	"predator"
Nematoda	0	1	0	0	0	0
<i>Crenobia alpina</i>	0	0	0	0	0	1
Oligochaeta	0	1	0	0	0	0
<i>Glossiphonia complanata</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Pisidium</i> sp.	1	0	0	0	0	0
<i>Gyraulus acronicus</i>	0	1	0	1	0	0
Hydracarina	0	0	0	0	0	1
Ostracoda	0	1	0	0	0	0
Cyclopoid copepodite	0	0	0	0	0	1
<i>Asellus aquaticus</i>	0	0	0	1	0	0
<i>Heptagenia dalecarlica</i>	0	1	0	1	0	0
<i>Heptagenia sulphurea</i>	0	1	0	1	0	0
<i>Baetis muticus</i>	0	1	0	1	0	0
<i>Baetis niger</i>	0	1	0	1	0	0
<i>Baetis rhodani</i>	0	1	0	1	0	0
<i>Ameletus inopinatus</i>	0	1	0	1	0	0
<i>Ameletus alpinus</i>	0	1	0	1	0	0
<i>Leptophlebia marginata</i>	0	1	0	0	1	0
<i>Diura nanseni</i>	0	0	0	1	0	1
<i>Isoperla difformis</i>	0	1	0	0	0	1
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	0	1	0	1	0	1
<i>Brachyptera risi</i>	0	0	0	1	0	0
<i>Nemurella pictetii</i>	0	0	0	1	1	0
<i>Nemoura cinerea</i>	0	0	0	1	1	0
<i>Nemoura flexuosa</i>	0	0	0	0	1	0
<i>Nemoura avicularis</i>	0	0	0	0	1	0
<i>Protonemura meyeri</i>	0	0	0	0	1	0
<i>Amphinemura borealis</i>	0	1	0	0	1	0
<i>Amphinemura standfussi</i>	0	1	0	0	1	0
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	0	1	0	1	1	0
<i>Capnopsis schilleri</i>	0	0	0	0	1	0
<i>Capnia bifrons</i>	0	0	0	0	1	0
<i>Leuctra nigra</i>	0	1	0	0	1	0
<i>Leuctra hippopus</i>	0	1	0	0	1	0
<i>Leuctra digitata</i>	0	1	0	0	1	0
<i>Cordulegaster boltoni</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Sialis</i> cf. <i>lutaria</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Sialis fuliginosa</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Hydraena gracilis</i> (ad)	0	1	0	1	0	0
<i>Elodes minuta</i> (lv)	0	0	0	1	0	0
<i>Elmis aenea</i> (lv)	0	0	0	1	0	0
<i>Elmis aenea</i> (ad)	0	0	0	1	0	0
<i>Oulimnius tuberculatus</i> (lv)	0	0	0	1	0	0

## Bunndyr – funksjonelle grupper, fortsatt

Taxon	"filtering collector"	"gathering collector"	"piercer"	"scraper"	"shredder"	"predator"
<i>Limnius volckmari</i> (lv)	0	0	0	1	0	0
<i>Agabus guttatus</i> (lv)	0	0	0	0	0	1
<i>Agabus guttatus</i> (ad)	0	0	0	0	0	1
<i>Hydropsyche siltalai</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Oxyethira</i> cf. <i>flavicornis</i>	0	0	1	0	0	0
<i>Oxyethira</i> cf. <i>frici</i>	0	0	1	0	0	0
<i>Agapetus ochripes</i>	0	0	0	1	0	0
<i>Apatania hispida</i>	0	0	0	1	0	0
<i>Halesus radiatus</i>	0	0	0	0	1	0
<i>Halesus tessellatus</i>	0	0	0	0	1	0
<i>Micropterna lateralis</i>	0	0	0	0	1	0
<i>Potamophylax nigricornis</i>	0	0	0	0	1	1
<i>Potamophylax cingulatus</i>	0	0	0	0	1	1
early instar Limnephilidae	0	1	0	0	1	0
<i>Silo pallipes</i>	0	0	0	1	0	0
<i>Sericostoma personatum</i>	0	0	0	0	1	0
<i>Rhyacophila nubila</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Rhyacophila fasciata</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Philopotamus montanus</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Lype phaeopa</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Yamatotipula</i> sp.	0	1	0	0	0	0
<i>Antocha vitripennis</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Eloeophila</i> sp.	0	1	0	0	0	0
<i>Neolimnomyia</i> sp.	0	1	0	0	0	0
<i>Scleroprocta</i> cf. <i>sororcula</i>	0	1	0	0	0	0
<i>Molophilus</i> sp.	0	1	0	0	0	0
<i>Dicranota</i> sp.	0	0	0	0	0	1
<i>Pedicia rivosa rivosa</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Berdeniella freyi</i>	0	1	0	0	0	0
<i>Psychoda</i> sp.	0	1	0	0	1	0
<i>Dixa maculata</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Prosimulium</i> cf. <i>latimucro</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Prosimulium</i> cf. <i>hirtipes</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Schoenbaueria pusillum</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Culicoides</i> sp.	0	1	0	0	0	0
Chironomidae	0	1	0	0	0	0
<i>Tabanus</i> sp.	0	1	0	0	0	0
<i>Chelifera</i> sp.	0	0	0	0	0	1
<i>Hemerodromia</i> sp.	0	0	0	0	0	1
<i>Wiedemannia</i> sp.	0	0	0	0	0	1
<i>Scatophila</i> sp.	0	1	0	0	0	0

## 6.5 Vannkjemi, forklaring av variabler i vedlegg 6.2

Bekk	T	Lokalitet	Alk	Kond	pH	TOC	Tot-N	NO3	NH4	Tot-P	SO4	Cl	Al <sub>ICP-MS</sub>	Al <sub>org-mono</sub>	Al <sub>tot-mono</sub>	Sus <sub>PGFA</sub>	Turb <sub>NTU</sub>	Olje*	Na	Ca	Mg	Cd	Cu	Ni	Zn	Pb	Hg
			mmol/l	mS/m		mg C/l	mg N/l	µg N/l	µg N/l	µg P/l	mg SO4/l	mg Cl/l	µg Al/l	µg Al/l	µg Al/l	mg/l		µg/l	mg Na/l	mg Ca/l	mg Mg/l	µg Cd/l	µg Cu/l	µg Ni/l	µg Zn/l	µg Pb/l	µg Hg/l
1	i	os	0,654	10,5	7,66	5,7	920	690	<10	8,4	9,33	3,80	106	11	18	8	2,4	<50	3,04	15,20	1,66	0,006	1,9	0,5	1,7	0,11	<0,005
1	i	ns	0,731	17,5	7,63	5,6	940	710	<10	7,2	10,40	20,80	98	11	22	<2	2,2	<50	12,10	18,50	1,98	0,028	2,4	0,5	4,1	0,19	<0,005
2	i	os	0,348	4,8	7,39	4,7	270	130	<10	3,0	3,45	1,14	98	18	25	<2	0,57	<50	1,38	7,07	0,67	0,043	0,8	0,4	10,2	0,20	<0,005
2	i	ns	0,359	6,5	7,36	4,7	290	130	<10	2,9	3,71	5,76	93	17	26	<2	0,50	<50	3,55	7,78	0,71	0,042	0,8	0,4	9,6	0,18	<0,005
3	c	os	0,288	3,9	7,20	6,6	340	140	<10	4,3	2,45	0,90	135	22	24	<2	0,83	<50	0,96	6,30	0,60	0,022	0,6	0,6	6,0	0,16	<0,005
3	c	ns	0,293	4,0	7,22	6,5	380	140	17	4,6	2,47	1,01	123	26	32	<2	0,55	<50	1,05	6,10	0,63	0,019	0,7	0,6	6,4	0,11	<0,005
4	c	os	0,453	6,4	7,47	6,6	290	78	14	5,2	5,90	1,39	153	32	38	6	2,2	<50	1,20	9,63	1,12	0,050	1,9	1,0	15,4	0,34	<0,005
4	c	ns	0,446	6,3	7,49	6,3	290	75	13	5,0	5,77	1,38	145	32	38	<2	1,7	<50	1,20	9,50	1,10	0,046	1,9	1,0	15,1	0,31	<0,005
5	i	os	0,443	6,1	7,35	5,2	430	230	17	6,0	4,45	1,53	108	21	29	<2	1,1	<50	1,52	8,47	1,01	0,034	1,2	0,7	9,3	0,17	<0,005
5	i	ns	0,443	6,5	7,52	5,1	410	240	11	6,3	4,52	2,50	117	21	29	<2	1,4	<50	1,99	8,67	1,02	0,034	1,2	0,7	8,7	0,18	<0,005
7B	c	os	0,058	1,6	6,28	6,3	220	52	<10	3,5	1,13	0,87	268	72	88	<2	0,36	<50	0,92	1,56	0,18	0,024	1,0	0,2	10,1	0,33	<0,005
7B	c	ns	0,072	1,7	6,41	6,1	190	52	<10	3,3	1,13	0,88	256	70	83	<2	0,35	<50	0,92	2,07	0,19	0,028	1,0	0,2	10,0	0,35	<0,005
8	i	os	0,121	2,3	6,87	4,3	190	81	<10	5,2	2,13	0,92	141	27	34	<2	0,27	<50	0,88	2,86	0,33	0,023	1,3	0,4	7,5	0,21	<0,005
8	i	ns	0,161	4,5	6,98	4,1	410	240	32	12,4	3,15	5,20	146	20	26	<2	0,35	<50	3,47	3,95	0,44	0,023	1,6	0,5	7,7	0,25	<0,005
11	c	os	0,093	1,8	6,71	4,0	220	94	15	2,7	1,29	0,96	154	34	39	<2	0,23	<50	0,80	2,22	0,22	0,014	0,7	0,3	4,1	0,08	<0,005
11	c	ns	0,095	1,8	6,71	4,0	200	83	<10	2,7	1,31	0,94	152	31	39	<2	0,21	<50	0,78	2,38	0,22	0,014	0,7	0,2	4,0	0,08	<0,005
14	c	os	0,061	1,6	6,41	6,1	290	84	14	4,0	0,95	1,22	222	53	65	<2	0,53	<50	0,69	1,64	0,21	0,014	1,3	0,3	5,9	1,15	<0,005
14	c	ns	0,049	1,5	6,21	6,2	250	86	15	5,2	0,96	1,24	216	53	66	<2	0,50	<50	0,67	1,58	0,21	0,015	1,3	0,3	5,9	0,99	<0,005
17	c	os	0,050	1,7	6,17	4,3	330	210	<10	4,6	1,53	0,97	373	59	96	<2	0,96	<50	1,08	1,46	0,17	0,033	0,9	0,2	12,2	0,34	<0,005
17	c	ns	0,056	1,7	6,13	3,5	310	210	<10	<2,0	1,65	0,96	276	54	110	<2	0,45	<50	1,06	1,47	0,17	0,035	0,8	0,1	12,2	0,08	<0,005
18	i	os	0,039	1,3	5,87	4,8	180	53	12	3,1	1,08	0,95	325	74	135	<2	0,23	<50	0,90	1,05	0,11	0,031	0,6	0,2	13,7	0,11	<0,005
18	i	ns	0,043	2,9	6,11	5,0	200	72	<10	6,7	1,19	5,20	396	61	96	7	1,6	<50	3,51	1,28	0,15	0,035	0,8	0,2	13,8	0,37	<0,005
19	i	os	0,033	1,3	5,85	5,3	230	59	10	3,8	1,09	1,16	297	94	121	<2	0,50	<50	0,91	1,09	0,14	0,030	0,4	0,2	7,8	0,30	<0,005
19	i	ns	0,033	1,6	5,84	5,4	190	57	<10	2,9	1,10	2,00	287	74	120	<2	0,38	<50	1,42	1,03	0,14	0,025	0,3	0,1	7,8	0,20	<0,005

\*Hydrokarboner C10-C40

## 6.6 Geomorfologi, forklaring av variabler i vedlegg 6.2

Bekk	T	Lokalitet	N	Ø	Alt	Bredde	Dyp	Skygging	DS*	SDS**	Embeddednes	Mesohabitat	Passasje	Fragmentering	Kontinuum	Fall
			UTM-32	UTM-32	m.o.h.	m	cm	%								m/m
1	i	os	6623734	547974	40	1,00	15,0	70	6	5	2,5	stryk/glattstrøm	bro	3	4	0,14
1	i	ns	6623632	548028	18	1,00	15,0	10	5	6	1,5	stryk/glattstrøm	bro	3	4	0,14
2	i	os	6617692	542661	154	1,75	15,0	10	6	5	1,0	stryk/foss	bro	2	1	0,08
2	i	ns	6617630	542741	146	1,75	15,0	10	6	5	1,0	stryk/foss	bro	2	1	0,08
3	c	os	6616738	541093	207	1,00	12,5	90	7	6	1,0	stryk/foss	NA	1	2	0,36
3	c	ns	6616679	541122	181	1,75	7,5	90	6	7	1,0	stryk	NA	1	2	0,36
4	c	os	6616509	540568	205	1,00	12,5	80	6	7	2,0	stryk/foss	NA	1	2	0,01
4	c	ns	6616414	540615	204	1,00	10,0	80	6	7	1,0	stryk/foss	NA	1	2	0,01
5	i	os	6616242	541755	169	2,50	17,5	90	6	5	3,0	stryk-kulp sekvens	bro	3	3	0,12
5	i	ns	6616138	541809	153	2,00	12,5	90	6	5	1,0	stryk/foss	bro	3	3	0,12
7B	c	os	6609529	532865	261	3,00	25,0	80	6	7	1,0	stryk/foss/noen kulper	NA	1	2	0,07
7B	c	ns	6609557	533006	250	3,00	25,0	80	6	7	1,0	stryk/foss/noen kulper	NA	1	2	0,07
8	i	os	6611249	536100	160	1,50	12,5	10	6	7	1,0	stryk	rør	4	4	0,04
8	i	ns	6611074	536175	153	2,00	20,0	10	6	5	2,0	stryk	rør	4	4	0,04
11	c	os	6610618	530563	314	2,00	20,0	90	7	6	3,0	stryk/noen fosser	NA	1	1	0,05
11	c	ns	6610426	530633	304	2,00	15,0	80	6	5	3,0	stryk/glattstrøm	NA	1	1	0,05
14	c	os	6610983	528398	332	5,00	25,0	30	6	7	3,0	stryk/noen fosser	NA	1	1	0,02
14	c	ns	6610788	528587	325	7,00	25,0	40	6	7	3,0	stryk	NA	1	1	0,02
17	c	os	6609497	526628	336	0,50	10,0	40	6	5	3,0	stryk	NA	1	2	0,09
17	c	ns	6609544	526680	329	1,00	7,5	60	5	6	2,0	glattstrøm	NA	1	2	0,09
18	i	os	6608923	526331	371	0,75	5,0	40	5	6	2,0	stryk/glattstrøm sekvens	kulvert	3	3	0,12
18	i	ns	6608846	526427	351	0,50	5,0	60	5	6	2,0	fosser	kulvert	3	3	0,12
19	i	os	6608641	526196	362	2,50	22,5	90	6	5	2,0	stryk	kulvert	3	3	0,08
19	i	ns	6608597	526254	355	2,00	15,0	70	6	5	2,0	stryk	kulvert	3	3	0,08

\*Dominerende substrat

\*\*Subdominerende substrat



## 6.7 Nedbørfeltkarakteristika, forklaring av variabler i vedlegg 6.2

Bekk	T	Lokalitet	Nedbørfelt areal	d <sub>0.5-ns</sub>	d <sub>E13.4</sub>	Alt <sub>range</sub>	Slop <sub>n</sub>	ARTYPE	ARTRESLAG										ARSkogbon				ARGrunnforhold			
									Hovedinndeling etter kriterier for vegetasjon, naturlig drenering og kulturpåvirkning										Inndeling etter fordeling av kronedekket mellom bartrær og lauvtrær				Inndeling etter arealets evne til å produsere trevirke av jorddekket			
									Bebyggd	Samferdsel	Fulldyrket	Skog	Åpen fastmark	Myr	Vann	Skog bar	Skog løv	Skog blanding	Skog ikke tresatt	Skog impediment	Skog lav	Skog middels	Skog høy	Fjell i dagen	Grunnendt	Jorddekt
m <sup>2</sup>	m	m	m	grader	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%							
1	i	os	1994800	153	76	227	6.0	3.16	1.28	4.81	83.49	3.91	3.24	0.12	78.58	2.58	4.48	4.99	7.29	25.89	35.30	22.16	0.00	39.72	52.48	3.24
1	i	ns	2034500	153	30	233	4.3	3.10	1.38	5.56	82.57	4.10	3.18	0.12	77.64	2.64	4.40	5.16	7.42	25.38	34.70	22.34	0.00	38.95	53.28	3.18
2	i	os	4143500	102	28	214	8.5	0.00	0.39	0.00	95.62	0.03	3.85	0.11	97.49	0.00	0.00	2.02	4.57	51.53	33.23	10.18	1.98	51.08	42.60	3.85
2	i	ns	4192900	102	60	222	11.4	0.00	0.48	0.06	95.33	0.21	3.81	0.11	97.16	0.01	0.00	2.17	4.69	51.15	32.97	10.54	1.96	50.70	42.95	3.81
3	c	os	1334000	73	834	121	17.6	0.00	0.00	0.00	94.81	0.00	5.13	0.05	97.56	0.00	0.00	2.38	5.38	50.01	42.74	1.82	0.00	50.91	43.91	5.13
3	c	ns	1355800	73	783	126	7.0	0.00	0.00	0.00	94.96	0.00	4.99	0.04	97.54	0.12	0.00	2.29	5.26	49.87	43.05	1.77	0.00	50.77	44.19	4.99
4	c	os	579300	111	1213	77	0.9	0.00	0.86	5.14	78.68	5.16	8.25	1.90	84.17	0.00	2.76	5.16	18.64	58.86	13.59	1.00	6.23	57.86	24.89	8.25
4	c	ns	590200	111	1127	82	6.7	0.00	0.81	5.12	79.16	4.91	8.08	1.91	84.53	0.00	2.71	4.91	18.32	58.91	13.96	0.97	6.17	58.07	24.96	8.08
5	i	os	4034200	131	36	142	3.3	0.00	0.56	4.42	88.37	2.62	3.75	0.28	89.90	0.41	0.86	3.59	7.60	44.21	38.61	4.32	1.29	44.82	48.85	4.21
5	i	ns	4105400	131	63	156	10.4	0.00	0.63	4.63	87.81	2.97	3.69	0.28	89.31	0.40	0.84	3.92	7.87	43.83	38.05	4.72	1.27	44.42	49.27	4.14
7B	c	os	5879700	152	413	430	10.3	0.00	0.35	0.00	94.10	0.60	4.68	0.27	94.14	1.29	0.00	3.95	33.47	24.00	24.23	17.67	11.89	61.47	21.34	4.68
7B	c	ns	5973600	152	370	434	17.7	0.00	0.35	0.00	94.16	0.59	4.63	0.27	94.20	1.27	0.00	3.91	32.98	24.30	24.52	17.58	11.70	61.18	21.87	4.63
8	i	os	1975400	194	14	410	4.8	0.44	0.02	0.00	97.12	0.17	1.15	1.09	97.52	0.00	0.00	0.93	19.90	45.22	27.70	5.63	0.00	87.94	9.19	1.15
8	i	ns	2051500	194	45	417	2.4	1.36	0.24	0.00	95.54	0.68	1.11	1.05	95.77	0.00	0.16	1.41	19.67	44.28	27.76	5.63	0.00	85.45	10.61	1.11
11	c	os	2959000	219	269	590	10.0	0.00	0.22	1.83	82.68	10.77	2.73	1.44	76.50	6.01	0.31	13.37	41.20	33.61	15.78	5.59	7.74	78.08	9.78	2.73
11	c	ns	3055100	219	128	601	6.7	0.00	0.24	1.77	83.21	10.44	2.64	1.39	77.22	5.82	0.30	12.95	40.12	33.67	17.08	5.42	7.50	78.74	9.49	2.64
14	c	os	11695500	313	664	572	3.0	0.00	0.29	0.00	86.03	3.84	4.99	4.84	83.21	0.13	2.69	8.84	32.40	44.73	17.18	0.55	2.79	69.21	17.86	4.99
14	c	ns	12172100	313	418	577	0.4	0.00	0.30	0.00	86.41	3.80	4.81	4.68	83.71	0.12	2.58	8.61	31.70	44.00	18.17	1.15	2.68	68.08	19.44	4.81
17	c	os	564900	74	90	224	2.3	0.00	0.25	0.69	97.45	0.32	1.29	0.00	96.78	0.57	0.11	1.61	2.16	45.49	40.34	11.06	0.00	46.04	52.42	1.29
17	c	ns	633100	74	22	225	2.0	0.00	0.22	0.87	96.78	0.28	1.85	0.00	95.74	0.62	0.43	2.13	2.62	40.59	40.21	15.48	0.00	41.08	56.85	1.85
18	i	os	613000	160	99	317	7.4	0.00	0.29	0.82	93.03	2.87	2.30	0.10	92.30	0.73	0.00	5.17	16.02	38.78	33.51	9.90	1.09	49.76	46.46	2.30
18	i	ns	643100	160	22	340	19.7	0.00	0.47	0.78	93.17	2.74	2.19	0.09	92.47	0.70	0.00	4.93	15.27	36.96	34.49	11.38	1.04	47.43	48.78	2.19
19	i	os	2797800	88	37	413	7.0	0.00	0.15	1.22	72.80	20.84	3.17	1.36	72.15	0.96	0.00	23.70	59.11	24.06	11.36	2.28	18.38	61.79	14.85	3.46
19	i	ns	2817400	88	36	417	6.3	0.00	0.19	1.21	72.95	20.70	3.15	1.36	72.31	0.95	0.00	23.53	58.70	23.89	11.60	2.61	18.25	61.37	15.40	3.43

## 6.8 Effekt av vei og lokalitet på kovariabler

Mulige årsaksfaktorer til endringene i bunndyrssamfunnet som følge av vei må være relatert til stedeaværelse av vei samt kunne gjøre rede for effekter både oppstrøms og nedstrøms vei. For å identifisere mulige drivere har vi testet om vei (behandling: vei/ikke vei, lokalitet: OS/NS, interaksjonen mellom de to) har en signifikant effekt på kovariablene som kan være mulige årsaksmekanismer. De fleste av de undersøkte kovariablene har en særskilt verdi for hver lokalitet. Effekten av behandling og lokalitet er undersøkt med toveis ANOVA for normalfordelte parametre og med den ikke-parametriske Friedman toveis ANOVA med rangeringer for parametre som ikke var normalfordelt. Kovariablene fragmentering, kontinuum og fall relaterer seg til forskjellen mellom OS og NS lokalitet i en gitt bekk. For disse tre kovariablene er effekten av behandling undersøkt med den ikke-parametriske Mann Whitney test. I tabellene nedenfor er signifikante effekter indikert med fet skrift. Variablene er forklart i vedlegg 6.2.

To-veis ANOVA				
		Reach	Treatment	Interaksjon
N	F	0,002	1,135	0
	p-verdi	0,966	0,299	0,997
Ø	F	0,001	1,218	0
	p-verdi	0,98	0,283	0,998
Alt	F	0,08	2,632	0,001
	p-verdi	0,781	0,12	0,972
Bredde	F	0,117	1,51	0,298
	p-verdi	0,736	0,233	0,591
Dyp	F	0,391	0,611	0,098
	p-verdi	0,539	0,443	0,758
Skygging	F	0,072	3,525	0,288
	p-verdi	0,791	0,075	0,598
Alk	F	0,017	1,697	0,013
	p-verdi	0,897	0,207	0,909
Kond	F	0,55	3,194	0,55
	p-verdi	0,467	0,089	0,467
pH	F	0,013	0,379	0,025
	p-verdi	0,909	0,545	0,876
TOC	F	0,089	1,977	0,065
	p-verdi	0,769	0,175	0,801
Tot-N	F	0,023	1,827	0,084
	p-verdi	0,882	0,192	0,775
NO3	F	0,05	2,553	0,063
	p-verdi	0,826	0,126	0,804
Tot-P	F	0,478	3,779	0,945
	p-verdi	0,497	0,066	0,343
SO4	F	0,039	2,146	0,037
	p-verdi	0,845	0,158	0,85
Al <sub>ICP-MS</sub>	F	0,024	0,294	0,171
	p-verdi	0,877	0,594	0,683
Al <sub>org-mono</sub>	F	0,145	0,518	0,08
	p-verdi	0,708	0,48	0,78
Ca	F	0,058	1,692	0,047
	p-verdi	0,812	0,208	0,83
Mg	F	0,043	1,645	0,037
	p-verdi	0,838	0,214	0,85
Cd	F	0,12	0,481	0,12
	p-verdi	0,732	0,496	0,732
Cu	F	0,105	0,032	0,105
	p-verdi	0,75	0,859	0,75
Ni	F	0,022	0,022	0,022
	p-verdi	0,883	0,883	0,883

## Effekt av vei og lokalitet på kovariabler, fortsatt

To-veis ANOVA				
		Reach	Treatment	Interaksjon
Zn	F	0,005	0,078	0,007
	p-verdi	0,943	0,783	0,935
Nedbørfelt areal	F	0,004	0,921	0,001
	p-verdi	0,948	0,349	0,976
Alt <sub>range</sub>	F	0,012	0,401	0,001
	p-verdi	0,915	0,534	0,972
Samferdsel	F	0,125	1,479	0,174
	p-verdi	0,728	0,238	0,681
Fulldyrket	F	0,01	0,58	0,007
	p-verdi	0,92	0,455	0,934
Skog	F	0,003	0,069	0,01
	p-verdi	0,958	0,795	0,922
Åpen fastmark	F	0	0,479	0,003
	p-verdi	0,993	0,497	0,958
<b>Myr</b>	F	0,002	5,08	0,001
	p-verdi	0,963	<b>0,036</b>	0,974
Vann	F	0,002	2,644	0,001
	p-verdi	0,969	0,12	0,982
Skog bar	F	0,003	0,076	0,007
	p-verdi	0,954	0,785	0,934
Skog løv	F	0	0,573	0
	p-verdi	0,998	0,458	0,993
Skog impediment	F	0,001	0,164	0
	p-verdi	0,972	0,69	0,988
Skog lav	F	0,028	0,859	0
	p-verdi	0,869	0,365	0,984
Skog middels	F	0,003	0,768	0,004
	p-verdi	0,957	0,391	0,953
Skog høy	F	0,045	0,812	0,003
	p-verdi	0,835	0,378	0,957
Fjell i dagen	F	0,001	0,149	0
	p-verdi	0,978	0,704	0,99
Grunnlendt	F	0,029	0,628	0
	p-verdi	0,867	0,437	0,988
Jorddekt	F	0,02	1,004	0
	p-verdi	0,888	0,328	0,993
Organisk jord	F	0,002	4,194	0,001
	p-verdi	0,962	0,054	0,974
Slope <sub>nedbørfelt</sub>	F	0,267	0,065	0,603
	p-verdi	0,611	0,802	0,446

Friedman two way ANOVA med rangeringer	Mann-Whitney test	
	p-verdi	p-verdi
DS	0,117	<b>Fragmentering</b> 0,002
<b>SDS</b>	<b>0,040</b>	<b>Kontinuum</b> 0,031
Embeddedness	0,459	Fall 0,262
dE134	0,01	
NH4	0,824	
<b>CI</b>	<b>0,013</b>	
Alt <sub>tot-mono</sub>	0,583	
Susp <sub>GFA</sub>	0,801	
Turb <sub>NTU</sub>	0,334	
<b>Na</b>	<b>0,003</b>	
Pb	0,325	
Bebygd	0,149	
Skog blanding	0,569	
Skog ikke tresatt	0,457	



Statens vegvesen  
Region sør  
Ressursavdelingen  
Postboks 723 Stoa 4808 ARENDAL  
Tlf: (+47 915) 02030  
firmapost-sor@vegvesen.no

ISSN: 1893-1162

vegvesen.no

**Trygt fram sammen**