



Effekter av nitrogenutslipp fra vegtrafikk på vegetasjon

STATENS VEGVESENS RAPPORTER

Nr. 272



Foto: Odd E. Stabbetorp

Foto: Odd E. Stabbetorp

Tittel

Effekter av nitrogenutslipp fra vegtrafikk på vegetasjon

Undertittel**Forfatter**

Harald Bratli, Odd E. Stabbetorp og Per Arild Aarrestad (NINA, Norsk institutt for naturforskning, www.nina.no)

Avdeling

Statens vegvesen Region sør, ressursavdelingen

Seksjon

Plan og prosjektering Buskerud

Prosjektnummer

205718

Rapportnummer

Nr. 272

Prosjektleder

Frode Nordang Bye

Godkjent av

Frode Nordang Bye

Emneord

Veitrafikk, nitrogen, vegetasjon, tålegrenser

Sammendrag

Se s. 3

Title

Effects of nitrogen emissions from road traffic on vegetation

Subtitle**Author**

Harald Bratli, Odd E. Stabbetorp and Per Arild Aarrestad (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. 272

Project manager

Frode Nordang Bye

Approved by

Frode Nordang Bye

Key words

Road traffic, nitrogen, vegetation, critical loads

Summary

Sammendrag

Veitrafikk påvirker livsmiljøet til vegetasjonen langs vei ved utslipp av ulike nitrogenforbindelser, først og fremst nitrogenoksider, men også ammoniakk. Nitrogenutslipp fra veitrafikk kan gi negative effekter på vegetasjonen, blant annet ved endringer i artssammensetning og tap av mangfold, men dette er lite undersøkt under norske forhold. I rapporten er det foretatt en gjennomgang av internasjonal litteratur om vegtrafikk, nitrogenutslipp og påvirkninger på vegetasjon. Undersøkelsene viser at vegetasjon langs vei påvirkes av nitrogenutslipp, men at effekten varierer med vegetasjonstype, avstand fra vei og trafikkmengde. Effektene av nitrogenutslipp fra veitrafikk i Norge er vurdert i forhold til vegetasjonens tålegrenser for nitrogen. Det anses som sannsynlig at flere vegetasjonstyper mottar en samlet nitrogen-avsetning langs veiene som er høyere enn dagens tålegrenser for flere naturtyper.

Emneord: Veitrafikk, nitrogen, vegetasjon, tålegrenser

Innhold

Sammendrag	3
1. Innledning	5
2. Effekter av nitrogen-avsetning på vegetasjon.....	6
2.1 Ulike nitrogenavsetninger.....	6
2.2 Direkte effekter	6
2.2.1 Direkte påvirkning på planter av NO _x	6
2.2.2 Gjødsling – eutrofiering	7
2.3 Forsuring.....	7
2.4 Indirekte effekter	8
2.4.1 Endring i konkurranseforhold mellom planter	8
2.4.2 Indirekte effekter av mykorrhiza nedgang	9
2.4.3 Sekundært stress på planter (tørke, frost, insektsangrep, parasitter).....	10
2.5 Samvirke med andre økologiske effekter av vei og veitrafikk.....	10
3. Veier og trafikkmengde	11
4. Nitrogenutslipp fra veitrafikk og andre kilder	14
5. Tålegrenser for nitrogentilførsel i ulike vegetasjonstyper	14
6. Nitrogenutslipp fra veitrafikk.....	17
7. Nitrogen-avsetning, avstand til vei og trafikk tetthet	20
8. Effekter av nitrogenforurensing fra veitrafikk på vegetasjon.....	21
9. Konklusjon	24
10. Referanser	25

1. Innledning

Internasjonalt anses nitrogen-avsetning fra luft å være blant de største truslene mot det biologiske mangfoldet (Vitousek et al. 1997, Sala et al. 2000). På verdensbasis har Galloway et al. (2004) estimert en firedobling av NO_x- og NH₃-utslipp til luft mellom 1860 og 1990. Veitrafikk medfører utslipp av nitrogenforbindelser, blant annet ved at NO_x dannes ved forbrenning av fossilt brensel ved høye temperaturer. Bedre rensing av eksos fra bensindrevne biler ved innføring av katalysatorer reduserer utslippene. Samtidig har NH₃-utslippene fra veitrafikk økt siden ammoniakk dannes i katalysatorene. Både NO_x og NH₃ kan ha direkte toksiske effekter på planter, og den totale nitrogenavsetningen kan ha både en forsurende og eutrofierende effekt på vegetasjonen. Veitrafikken øker, og nitrogenforurensing fra veitrafikk er internasjonalt ansett som et økende problem for det biologiske mangfoldet. Effekter av nitrogenforbindelser på omgivende vegetasjon langs veier er blant annet studert av Angold (1997), Truscott et al. (2005), Bernhardt-Römermann et al. (2006), Bignal et al. (2007), og Lee et al. (2012, 2013), men fra Norge kjenner vi ingen konkrete studier.

Nitrogen fra veitrafikk kan gi negative effekter på vegetasjonen, blant annet ved endringer i artssammensetning og tap av mangfold ved at arter som ikke takler høye nitrogenkonsentrasjoner går ut eller blir fortrent av nitrofile arter. Sårbarhet for nitrogentilførsel varierer fra art til art, og enkelte naturtyper er mer utsatt enn andre. Naturens tålegrenser gir faglige baserte anslag for hvor mye naturen tåler av forurensende stoffer. Mye av kunnskapen vi har om nitrogens påvirkning av vegetasjon kommer fra empiriske studier ved gjødsling av ulike doser med nitrogen i ulike vegetasjonstyper. Tålegrensene er et hjelpemiddel for politiske beslutninger om reduksjon av forurensende stoffer. I Norge har man arbeidet med naturens tålegrenser siden 1989. Lund et al. (2012) ga den siste oversikten over overskridelser for nitrogentålegrenser i Norge. De norske tålegrensene for vegetasjon benytter de samme verdier som ellers er benyttet i Europa (Bobbink & Hettelingh 2011). Generelt er fattige vegetasjonstyper som ombrotrof myr, fattig hei, fattig skog, alpin vegetasjon og næringsfattig vannvegetasjon mest utsatt.

Statens vegvesen jobber med å øke kunnskapen om økologiske effekter av vei og veitrafikk, blant annet gjennom prosjekter som vurderer effekter av veisalting (SaltSMART), spredning av fremmede arter, veikantslått og andre skjøtselstiltak. Som et ledd i denne kunnskapsoppbyggingen ble det i 2009 igangsatt et forprosjekt: "Påvirkning på biologisk mangfold fra veger og vegtrafikk – Forprosjekt" (se Thunes et al. 2010). I forprosjektet ble flere konkrete temaer for oppfølging foreslått. På bakgrunn av dette ble det igangsatt et prosjekt ved NINA der ett av delprosjektene er en litteraturstudie av nitrogenutslipp fra veitrafikk og mulige effekter på vegetasjonen (Jensen et al. 2012). Undersøkelser internasjonalt har vist at N-avsetning fra vei kan påvirke vegetasjonen, men dette er ikke undersøkt under norske forhold. Det er derfor en del usikkerhet knyttet til omfanget av

effekter fra N-avsetning fra veitrafikk i Norge. Denne rapporten redegjør for arbeidet utført i delprosjektet.

2. Effekter av nitrogen-avsetning på vegetasjon

2.1 Ulike nitrogenavsetninger

Atmosfærisk reaktivt nitrogen (alle N-forbindelser unntatt ikke-reaktiv N_2 gass) transporteres gjennom luft og avsettes i naturen i mange ulike kjemiske former. Nitrogenoksid (NO) og nitrogendioksid (NO_2), samlet kalt NO_x , kommer hovedsakelig fra forbrenning av fossilt organisk materiale, deriblant fra veitrafikk, og oksideres i aerosoler til nitrat (NO_3^-) og salpetersyre i gassform (HNO_3). Slike oksiderte N-forbindelser (kalt NO_y) kan transporteres både over korte og svært lange avstander, bl.a. fra kontinentet i Europa til arktiske strøk (Hodson et al. 2005). Ammoniakkutslipp (NH_3), hovedsakelig fra landbruk, men også fra veitrafikk, danner ammonium NH_4^+ i aerosoler og i nedbør. I tillegg kommer avsetning av organisk nitrogen i form av aminer ($R-NH_2$), hovedsakelig fra landbruk. Disse reduserte N-formene, også kalt NH_x , transporteres over kortere avstander enn de oksiderte forbindelsene (Nordin et al. 2009).

Avsetningen av lufttransportert nitrogen i form av NH_x og NO_y skjer både via våtavsetning ved nedbør (regn, tåkepartikler og snø) og ved tørravsetning (aerosoler og gass). Den totale nitrogenavsetning fra atmosfæren regnes som summen av tørravsetning og våtavsetning (Knudsen et al. 2002). Vegetasjon påvirkes direkte av nitrogen-avsetninger, enten ved toksiske effekter fra gasser eller fra avsetning av oppløste nitrogenforbindelser på bakken, som endrer jordsmonnets egenskaper og bidrar til eutrofiering (økt næringstilgang og biomasseproduksjon) og forsuring. Vegetasjonen påvirkes indirekte ved endrete konkurranseforhold mellom arter, endret sårbarhet for tørkestress, frost, insektangrep, parasitter, plantesykdommer og endringer i mykorrhiza i jordsmonnet.

2.2 Direkte effekter

2.2.1 Direkte påvirkning på planter av NO_x

Nitrogen-gasser, aerosoler og oppløste stoffer kan gi direkte skader på overjordiske plantedeler (Bobbink & Hicks 2009). Både NO_2 og NO tas opp gjennom plantenes spalteåpninger og løses i vann med dannelse av nitrater og nitritter som ved høye konsentrasjoner gir toksiske effekter (Aunan 1992). Dersom for store mengder NO_2 tas opp over tid, oppstår akutte skader i form av nekrose (områder med dødt vev), fysiologiske endringer og redusert vekst (Pearson & Stewart 1993, Krupa 2003). Lav er den organismegruppen som er mest sensitiv til direkte nitrogentoksisitet fra tørravsatt NH_3 ,

mens direkte toksiske effekter fra våtavsatt nitrogen er blitt rapportert for moser og lav ved nokså lave N-avsetninger (Bates 2003, van Herk et al. 2003). I samspill med ozon og svoveldioksid øker også skadevirkningene av NO₂ (Statens forurensingstilsyn 1992). Ozon er en sterk oksidant (plantegift) som påvirker vegetasjonen allerede ved lave konsentrasjoner og dannes bl.a. av nitrogenoksider under påvirkning av sollys.

Miljødirektoratets (Klifs) anbefalte luftkvalitetskriterier (grenseverdier) for NO₂ med hensyn på vegetasjon er satt til 50 µg/m³ med midlingstid 6 måneder og en grenseverdi midlet over ett år på 30 µg/m³. Dette samsvarer med ECEs (Economic Commission for Europe) og WHOs (World Health Organization) luftkvalitetskriterier. WHO har også en kortidskonsentrasjon (midlingstid 4 timer) for vegetasjon på 95 µg/m³. Verdien er gitt med forbehold om at konsentrasjonen av SO₂ ikke overskrider 30 µg/m³ og ozonkonsentrasjonen ikke overskrider 60 µg/m³, regnet som årsmiddel (Solberg et al. 2012).

2.2.2 Gjødning – eutrofiering

Nitrogen er det begrensende næringsstoff for plantevekst i mange naturlige og semi-naturlige terrestriske økosystemer, særlig gjelder dette under oligotrofe og mesotrofe forhold. Økt N-avsetning resulterer i økt tilgjengelighet av uorganisk N i øvre jordlag. I Norge vil N-forbindelser i stor grad bli tatt opp av vegetasjonen, fordi vegetasjonstypene for en stor del har en underoptimal tilgang på N (Stuanes & Abrahamsen 1996). Karplanter tar opp tilført N fra jord via røtter og mykorrhiza og benytter det som byggemateriale i celleproduksjonen. Dette fører til økt plantevekst og økt strøproduksjon, noe som igjen gir økt mineralisering (nedbrytning av organisk materiale til N-forbindelser som blir tilgjengelige for planter) og dermed enda høyere næringsopptak (Achermann & Bobbink 2003). En slik økning i planteproduksjon forårsaket av økt tilførsel av næringsemner (gjødning) kalles eutrofiering. Naturtyper som fra før er tilpasset et lavt N-nivå er mest utsatt for påvirkninger fra økt N-tilgang.

Når økosystemene blir mettet med N, dvs. at N ikke lenger er den begrensende faktor, vil planteveksten bli begrenset av andre faktorer, f.eks. fosfor (P). En endring fra N- til P-begrensning vil gradvis føre til endringer i artssammensetning, noe som bl.a. er påvist i nedbørmyrer i Sverige (Aerts et al. 1992; Gunnarson et al. 2002).

2.3 Forsuring

N-avsetning kan i tillegg til eutrofiering føre til forsuring både av terrestriske og akvatiske systemer. Forsuring er definert som tap av bufferkapasitet (mengde utbyttbare basekationer på leirkolloider i jord, kalt basemetning) og alkalinitet eller ANC (Acid Neutralizing Capacity) i vann, noe som kan føre til nedgang i pH. Tilført N tas opp av vegetasjonen, men tilføres det

mer N enn vegetasjonen kan utnytte, vil "overskuddet" renne ut gjennom jordsmonn og løsmasser og ende i vassdrag som nitrater (Knudsen et al. 2002). Nitrationet er et mobilt anion og må transporteres sammen med like mengder kationer, hovedsakelig av hydrogen, aluminium, kalsium og magnesium. De to førstnevnte fører til forsuring av vann, mens utvasking av kalsium og magnesium fører til lavere basemetning i jord, noe som igjen fører til lavere bufferkapasitet mot hydrogen. Når N tilføres i form av salpetersyre (HNO_3) vil også H^+ -komponenten kunne forsure jordsmonnet, men dersom NO_3^- tas opp av vegetasjonen, vil et OH^- -ion frigjøres. Dette vil igjen nøytralisere H^+ -ionet (Reuss & Johnson, 1986). Forsuringseffekten av N-avsetning er således avhengig av vegetasjonens evne til å ta opp nitrogenet.

På grunn av store mengder kalsiumkarbonat i kalkrike jordsmonn er bufferkapasiteten så god at pH ikke endres, mens i mer silikatrike jordsmonn vil pH synke raskt på grunn av lavere bufferkapasitet (Bobbink & Hicks 2009). Ved lav pH vil også leirminerale brytes ned og bidra til frigjøring av giftige aluminiumoksider, og basekationer kan vaskes ut og bli mindre tilgjengelig for planteopptak. Ved lav pH vil nitrifiseringsprosesser avta eller opphøre helt, noe som fører til en akkumulasjon av ammonium i jordsmonnet, mens nitratinnholdet reduseres til nesten nullnivå (Roelofs et al. 1995). Nedbrytningen av organisk materiale vil avta og det vil skje en akkumulasjon av organisk materiale i humus og strølag (Ulrich 1991). Som et resultat av de mange komplekse jordsmonnsendringene vil vekstmiljøet til plantene endre seg radikalt.

2.4 Indirekte effekter

2.4.1 Endring i konkurranseforhold mellom planter

Økt N-tilgang fører generelt til økt biomasseproduksjon, men ulike plantearter reagerer ulikt på N-tilførsel. Noen arter går frem og andre tilbake. Dette fører til endringer i konkurranseforhold mellom artene, noe som igjen fører til endringer av artssammensetningen i plantesamfunn mot mer N-krevende vegetasjon dominert av urter og gras (Tamm 1991). Rasktvoksende og N-elskende planter som gras og enkelte urter vil "skygge ut" karakteristiske arter i næringsfattige og middels næringsrike (oligotrofe og mesotrofe) habitater, særlig de arter som har lav dekning, noe som igjen fører til en reduksjon i artsdiversitet (Bobbink et al. 1998, 2003, Stevens et al. 2004, Suding et al. 2005, Stevens et al. 2010, Bobbink et al. 2010). Ved jordsmonnsforsuring vil plantevekst og artssammensetningen endre seg mot en mer artsfattig, syreressistent vegetasjon der typiske arter som trives ved midlere og høyere pH verdier vil forsvinne (jfr. Achermann & Bobbink 2003).

Moser og lav tar opp alle former for N–forbindelser i ioneform (Dahlman et al. 2004; Forsum et al. 2006). Samtidig har disse plantene en stor overflate, noe som forsterker opptaket av N (Jones et al. 2007). Flere kryptogamer reagerer imidlertid negativt på økt N–tilgang, og sammen med konkurransen fra et tettere feltsjikt av urter og gras vil dette ofte bidra til en reduksjon av mose– og lavdekket (Fremstad et al. 2005).

Vegetasjon langs veikanter kan delvis sammenlignes med fattige enger, da de til tider blir slått med maskinelt utstyr. Fattige enger er sensitive for både forsuring og eutrofiering. Jordsmonnet har dårlig bufferevne mot endringer i pH, og giftige metaller kan lett mobiliseres. I Vest–Europa er middels tørre, grasdominerte enger på relativt næringsfattigt substrat utsatte for jordforsuring ved høy N–avsetning. Resultatet er tap av urter og økt grasvekst og dermed endret artssammensetning (Roelofs et al. 1986; de Graaf et al. 1998; Bobbink et al. 1998). Ved eksperimentelle N–gjødslingsforsøk i Storbritannia har typiske moser gått tilbake mens grasmengden har økt, og jordkjemien har endret seg (Mountford et al. 1993, 1994; Morecroft et al. 1994; Kirkham et al. 1996; Carroll et al. 2000, 2003; Phoenix et al. 2003).

Dupré et al. (2010) har ved historiske studier påvist en systematisk endring i forekomst av plantearter i oligotrofe enger og nedgang av artsdiversitet de siste tiår, noe som også knyttes til vedvarende høy N–avsetning. Generelt viser studiene at grasdominansen øker på bekostning av moser, urter og dvergbusker. Arter som responderer positivt på atmosfærisk N–tilførsel er engkvein *Agrostis capillaris*, rødsvingel *Festuca rubra*, smyle *Avenella flexuosa* og engsyre *Rumex acetosa*, mens arter som taper i konkurransen er blåklokke *Campanula rotundifolia*, engfiol *Viola canina*, skogfiol *V. riviniana*, tiriltunge *Lotus corniculatus*, røsslyng *Calluna vulgaris*, klokkeling *Erica tetralix* og etasjemose *Hylocomium splendens*. Tilsvarende fant Clark & Tilman (2008) at artsantallet i grasmark avtok ved tilførsel av nitrogen og at det var de sjeldne artene som forsvant.

2.4.2 Indirekte effekter av mykorrhiza nedgang

De fleste av våre fruktlege–produserende storsopper (slørsopper, kantareller, kremler, risler, etc.) danner ektomykorrhiza (sopprot), dvs. de lever i symbiose med våre skogdannende treslag. I de siste 25–30 årene har en rekke undersøkelser dokumentert at forhøyete N–konsentrasjoner kan forårsake redusert vitalitet og diversitet av ektomykorrhizasopper i forsurete skoger, delvis eksperimentelle studier, og delvis studier i områder med høy N–deposisjon (Arnolds 1988, 1991, Ohenoja 1988, Termorshuizen 1993, Wiklund et al. 1995, Brandrud 1995, Brandrud & Timmermann 1998, Lilleskov et al. 2001, 2002, Strengbom et al. 2003, Treseder 2004, Nilsson 2004). Disse soppene, med sin symbiose, spiller en viktig rolle for vann– og næringshusholdningen hos våre skogdannende trær.

Mykorrhizasopp på lyngvekster (erikoid mykorrhiza) synes å være mindre sensitive enn ektomykorrhizasopp assosiert med trær. Ishida & Nordin (2010) fant at selv om artssammensetningen hos sopp på røtter av bærlyngarter *Vaccinium* var forskjellig i granskog og furuskog, var der ingen effekt av N-tilførsel i en fire-årsperiode i furuskog og i en 12-årsperiode i granskog. I røsslyngdominert lynghei har gjødslingsforsøk med nitrogen vist liten eller svak negativ effekt på mykorrhizasopp på røtter av røsslyng *Calluna vulgaris* (Caporn et al. 1995; Yesmin et al. 1996).

Endring av mykorrhizasopp, kan også få betydning på andre arter enn trær og lyngvekster. Ett eksempel er karplanten bittergrønn *Chimaphila umbellata* som er regnet som sterkt truet (EN) i Norge. Arten forekommer svært sparsomt i barskog (oftest furuskog) på de lavereliggende deler av Østlandet. Arten er vist å være avhengig av en symbiose med ektomykorrhizasopper, bl.a. slekten musserong *Tricholoma*, og det er vist at det skjer en transport av karbon fra soppen til bittergrønn. Disse ektomykorrhizasoppene har igjen mykorrhiza med bartrærne, slik at bittergrønn synes å være en "epi-parasitt" på bartrærne (Tederse et al. 2007). Nitrogentilførsel kan således virke negativt inn på plantevekst i skog og dermed artssammensetningen i skog ved at mykorrhizasoppene reduseres i omfang.

2.4.3 Sekundært stress på planter (tørke, frost, insektsangrep, parasitter)

Økt N-avsetning kan føre til økt sensitivitet for tørke, frost og plantesykdommer, med reduksjon av vitalitet og plantevekst som resultat (van der Erden et al. 1991). Økte N-verdier i bladverk gir også større mottakelighet for insektangrep (herbivori), da bladverket blir mer velsmakende og næringsrikt. Dette kan igjen føre til endringer i arter og artssammensetning, særlig i kystlyngheier der røsslyngen angripes av lyngbladbillen *Locmaea suturalis* (Heil & Diemont 1983; Power et al. 1998). Større billeangrep kan gi økt tilgjengelighet av N i strølag og i jord ved økt nedbrytning av strø og ekskrementer fra lyngbladbillen, noe som igjen kan favorisere vekst av gras og urter (Brunsting & Heil 1985).

Tilbakegang av blåbær *Vaccinium myrtillus* i nordiske skoger kan også knyttes til indirekte effekter av N, da økt N-tilgang øker skadefrekvensen av naturlige predatorer som sommerfugllarver og sykdomsframkallende parasittiske sopp som *Valdensia heterodoxa*, noe som igjen fører til økt avdøing av blåbærblader (Nordin et al. 1998; Strengbom et al. 2002, 2006; Aarrestad et al. 2013).

2.5 Samvirke med andre økologiske effekter av vei og veitrafikk

Veikanter er en kjent spredningsvei for fremmede arter. Flere av disse kan utgjøre en økologisk risiko. Noen fremmede arter er nitrofile og favoriseres dessuten av forstyrret mark

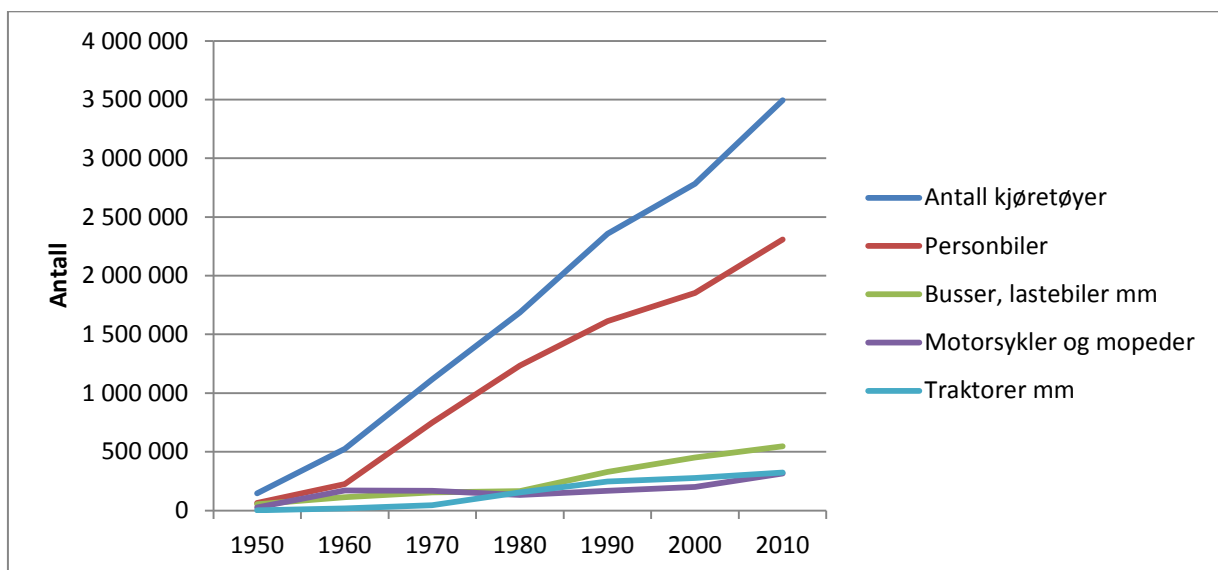
langs veikanter, da dette gir næringsrik, blottlagt jord der de lettere kan etableres. Nitrogen fra veitrafikk kan derfor potensielt bidra til å øke risikoen for spredning av fremmede arter.

Veier som går gjennom skog skaper lysåpne miljøer og derved kanteffekter mot omgivende skog. For noen arter, for eksempel mange kulturmarksarter, er dette positivt. For andre arter kan endrede lysforhold være negativt. Konkurransen om lys kan virke sammen med nitrogen ved at av økt vekst og derav tettere vegetasjon på grunn av gjødslingseffekten gir redusert lystilgang, og på grunn av det hemmes mindre konkurransesterke arter.

En del epifyttiske arter (arter som vokser på trær) er både lyselskende og nitrofile. Slike lavarter vil begunstiges av økt nitrogen tilførsel til lysåpne kanter langs veier. Andre epifyttiske lav er derimot sårbare for økt nitrogen. Artssammensetningen kan derfor endres langs veier på grunn av nitrogen tilførsel i samvirke med økt lystilgang. Dette kan potensielt utgjøre en belastning for opprinnelig epifyttvegetasjon der hvor veier går nær inntil naturreservater eller andre viktige naturtyper.

3. Veier og trafikkmengde

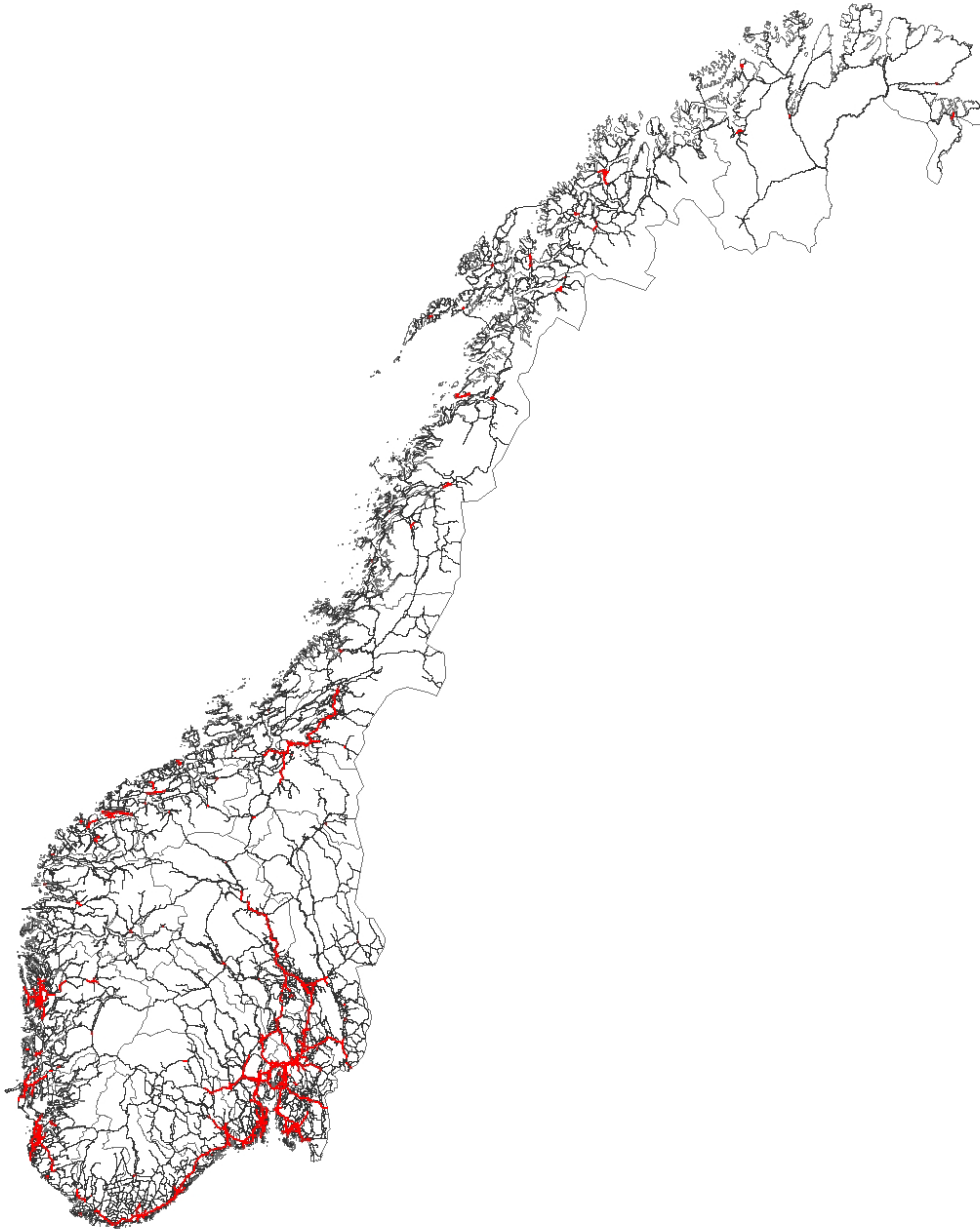
Brunvoll & Jensrud (2013) har nylig utarbeidet en rapport med statistikk om samferdsel og miljø, som kan være nyttig informasjon ved vurdering av veitrafikk, nitrogenutslipp og økologiske effekter på vegetasjonen. Antall kjøretøy i Norge stiger jevnt år for år. I 1950 var antall kjøretøy totalt 144 700, mens det i 2012 var nesten 3,7 millioner kjøretøy (Figur 1). Personbiler står for den største andelen med 67 % av alle kjøretøy i 2012. Andelen dieseldrevne personbiler har økt sterkt, særlig de siste 10 årene. I 2012 var andelen dieseldrevne personbiler 42 %, mot kun 0,6 % i 1970 (Brunvoll & Jensrud 2013).



Figur 1. Antall kjøretøyer i Norge. Kilde: Motorvognregisteret, fra tabell 3.1 i Brunvoll & Jensrud (2013).

Lengden på det offentlige veinettet har også økt, med en særlig stor økning mellom 1960 og 1970 (Brunvoll & Jensrud 2013). I 2012 var det 93 869 km med offentlig vei i Norge. Fylkene Akershus, Østfold og Vestfold har mest motorvei. I tillegg til det offentlige veinettet kommer skogsbilveinettet som nå utgjør 48 160 km, men her er trolig trafikkbelastningen så lav at nitrogenutslippene antas å ha mindre betydning. Samlet legger det offentlige veinettet beslag på et areal på 1 100 km², der fylkesveier utgjør størst andel. Arealet som dekkes av det offentlige veinettet har økt med 17 % siden 1970 (Brunvoll & Jensrud 2013).

Utslipp av nitrogen avhenger av trafikkmengden, som kan måles som årsdøgntrafikk (ÅDT). Dette er summen av antall kjøretøy som passerer et punkt på en veistrekning (for begge retninger sammenlagt) gjennom året, dividert på årets dager. ÅDT er altså et gjennomsnittstall for trafikkmengde pr. døgn. Ved ÅDT over 12 000 sier Vegdirektoratets norm at det er behov for fire-felts motorvei. I **Figur 2** er veier med ÅDT over 5 000 vist. Dette utgjør 7,7 % av det samlede offentlige veinettets lengde. Andelen veier med ÅDT over 12 000 er 2,3 %.



Figur 2. Veistrekninger med årsdøgntrafikk (ÅDT) over 5 000 i Norge.

Brunvoll & Jensrud (2013) angir at 60 % av nasjonalparkene og 37 % av naturreservatene hadde vei innen en avstand av 5 km, og at tilsvarende tall var henholdsvis 25 % og 15 % for nasjonalparker og naturreservater innen en avstand av 1 km. Ved vurdering av nitrogenpåvirkning fra veitrafikk på sårbar natur vil både trafikkmengde og avstand ha betydning. Veiers nærhet til verneområder, utvalgte naturtyper og lokaliteter som er viktige for det biologiske mangfoldet (MiS-områder i skog, og lokaliteter i Naturbase) er ikke vurdert i denne undersøkelsen. Dette er arealer der det i de fleste tilfeller er ønskelig med minimal nitrogen-påvirkning. Veienes nærhet til disse arealene er derfor av spesiell interesse. Det samme gjelder veienes nærhet til de mest utsatte vegetasjonstypene (med lave tålegrenser for nitrogen), samt for forekomster med rødlistede eller andre sensitive arter.

Nitrogen-tilførsel angis som en negativ påvirkningsfaktor ved vurdering av trusler mot arter i en rekke naturtyper (Kålås et al. 2010).

4. Nitrogenutslipp fra veitrafikk og andre kilder

Det samlede utslippet av NO_x til luft er redusert fra 1990 til 2012 (Tabell 1). Veitrafikk bidrar først og fremst med utslipp av NO_x. Veitrafikk bidro med 20,9 % av det totale nitrogenoksid-utslippet i 2012, en nedgang fra 1990 da bidraget lå på 33,2 %. For NH₃ er jordbruk den aller viktigste utslippskilden. Veitrafikkens andel utgjør svært lite, kun 0,8 % av samlet NH₃-utslipp i 1990. Denne andelen har imidlertid steget til 4,6 % i 2012. Økningen av NH₃ på 1990-tallet skyldes innføring av katalysatorer. Samlet for alle kilder lå utslipp til luft av NO_x 10,6 % over kravet i Gøteborgprotokollen i 2012, og 14,2 % over kravet for NH₃. Selv om veitrafikkens andel har gått ned, bidrar den fortsatt med en betydelig andel av de samlede utslippene av nitrogenforbindelser til luft. Bidraget til de totale nitrogenutslippene i Norge er lavere sammenlignet med for eksempel Storbritannia og USA der veitrafikk står for henholdsvis halvparten og 1/3 av utslippene av NO_x-utslippene (se Truscott et al. 2005 og referanser i denne).

Tabell 1. Utslipp til luft av NO_x og NH₃ (i 1000 tonn) fra ulike kilder i 1990 og 2012. Data fra Statistisk sentralbyrå.

Kilder	NO _x		NH ₃	
	1990	2012	1990	2012
Olje- og gassutvinning	27.4	51.2		
Industri og bergverk	24.3	18.9	0.6	0.6
Energiforsyning	1.3	1.5		
Oppvarming i andre næringer og husholdninger	3.9	2.5	1	0.2
Veitrafikk	64.8	36.0	0.2	1.2
Luftfart, sjøfart, fiske, motorredskaper m.m.	73.7	62.4	0	0
Jordbruk	0	0	22.4	24.3
Alle kilder	195.4	172.5	24.2	26.3

5. Tålegrenser for nitrogentilførsel i ulike vegetasjonstyper

N-avsetninger kan føre til både eutrofiering og forsuring av økosystemer. Ulike naturtyper og vegetasjonstyper har ulike tålegrenser for N-tilførsel. Generelle effekter er økt biomasseproduksjon av N-krevende arter som gras og urter og reduksjon av artsdiversitet (Bobbink & Hetteling 2011). Bruken av tålegrenser baserer seg på prinsippet om at

avsetninger over en viss grenseverdi anses å være skadelig for økosystemene. Internasjonale avtaler for å redusere nitrogen-utslipp, som Gøteborgkonvensjonen, og norske konsekvensutredninger for utslipp av N fra oljeindustrien (f.eks. Solberg et al. 2012) benytter seg av tålegrenseprinsippet.

Tålegrenser for naturtyper avhenger sterkt av jordsmonn, klima og hva slags vegetasjon som finnes i området. De er empiriske, dvs. at de fastsettes på bakgrunn av observerte endringer i økosystemet ved hjelp av eksperimentelle data, feltobservasjoner og dynamiske økosystemmodeller (Grennfelt & Thörnelöf 1992; Bobbink et al. 1996; Achermann & Bobbink 2003; Bobbink & Hettelingh 2011). Endringer i plantevekst, artssammensetning og kjemiske substanser i planter er blitt brukt som målbare effekter av N-avsetning. I noen tilfeller er endringer i økosystemfunksjoner, slike som utvasking av N eller N-akkumulasjon, blitt benyttet. Tålegrensene er fastsatt med en nedre og en øvre verdi da det innen de analyserte økosystemene er reelle variasjoner knyttet til eksperimentelle behandlinger, usikkerhet i avsetningsverdier, variasjoner i økosystemenes nærings- og klimaforhold og ulik kulturpåvirkning. Ut fra kunnskapsnivået blir tålegrensene angitt som enten pålitelige, ganske pålitelige eller mer usikre ekspertvurderinger. Internasjonale tålegrenser oppdateres ved jevne mellomrom på bakgrunn av ny forskning, der tålegrensene er relatert til naturtyper beskrevet i EUNIS habitatklassifiseringssystem for Europa (Bobbink 2008; Bobbink & Hettelingh 2011).

De norske tålegrensene for naturtyper (**Tabell 2**) baserer seg på de internasjonale tålegrensene for EUNIS-habitater (Bruteig & Aarrestad 2004). EUNIS-habitatene er vurdert opp mot norske natur- og vegetasjonstyper ved å benytte informasjon fra "Vegetasjonstyper i Norden" (Påhlsson 1998), "Vegetasjonstyper i Norge" (Fremstad 1997) og "Naturtyper i Norge" - NiN (Halvorsen et al. 2009). Tålegrensene i Norge antas å ligge i nedre del av skalaen, da vegetasjonen her er tilpasset lave N-bakgrunnsverdier, relativt kort vekstsesong og næringsfattige bergarter som gir et fattig jordsmonn.

Beregninger viser at N-tålegrensene for naturtyper, basert på nitrogenavsetninger i perioden 2007–2011, er overskredet i 21 % av Norges areal (Lund et al. 2012). Overskridelsene er størst i Vest-Agder og Rogaland, men også betydelige i Aust-Agder, deler av Telemark og deler av Hordaland og Sogn og Fjordane. I hvilken grad veitrafikken bidrar lokalt til overskridelse av tålegrensene og hvor langt til side for veiene dette virker er lite kjent. Dette er særlig relevant der veier ligger i nærheten av verneområder og prioriterte naturtyper (jf. Anon. 2007). Trolig er fattige enger og fattig skog de mest utsatte naturtypene langs veier i lavlandet. I fjellet er all vegetasjon vurdert som sensitiv mot N-tilførsel.

Tabell 2. Empiriske N-tålegrenser for et utvalg av norske naturtyper (etter NiN, med EUNIS-klasse i parentes) og generelle effekter ved tålegrenseoverskridelser. ## pålitelig, # ganske pålitelig. Bearbeidet etter Bobbink & Hetteling 2011.

Naturtype	Grunntype/underenhet	mg N/m ² per år	Effekter
Fastmarksskogs- mark T23 (Woodland G)	T23.1 Blåbærskog, T23.11 Lyngskog, T23.21 Lavskog (G3B - Pine Taiga woodland, G4.2 Mixed taiga woodland with <i>Betula</i>)	500-1000 #	Endringer i bakkenær vegetasjon og mykorrhiza, økt risiko for parasittisme, økt innslag av frittlevende alger
Åpen myrflate V6 (Mire, bog and fen D)	V6.1-3 Ombrogene myrflater (D1 Raised and blanket bogs)	500-1000 ##	Økt innslag av karplanter, endret moseflora, N-metning i torvmoser, N-akkumulasjon i torv og torv vann
	V6.4-6 Kalkfattige myrflater (D2 Valley mires, poor fens and transition mires)	1000-1500 #	Økt innslag av halvgras og karplanter, negativ effekt på moser
Kystlynghei T5 (Temperate shrub habitats: wet and dry heaths F4)	T5.1-2 Kalkfattig kystlynghei (F4.11 Northern wet <i>Calluna</i> heath, F4.2 Dry heaths)	1000-2000 ##	Nedgang i røsslyngdominans, moser og lav, økt vekst av graminider, økt N- lekkasje
Kulturmarskeng T4 (Grasslands E)	T4.1-13 Fattige slåtte og beiteenger (E Grassland and tall forb habitats)	1000-2000 #	Økt grasvekst, nedgang i diversitet, tilbakegang av typiske arter
Fjellhei og tundra T29 o.a. (Heathland, scrub and tundra F)	T 29 Undertyper av hei og rabb (F2 Arctic, alpine and subalpine scrub habitats,	500-1500 #	Nedgang i lav, moser og lyngvekster, økt grasvekst
	T29 Undertyper av eng (E4.3 Alpine and subalpine acid grasslands, E4.4 Alpine and subalpine grasslands)	500-1000 #	Endringer i artssammensetning, økt planteproduksjon
	T28 Frostmark og frosttundra, T16 Mose- og våtmark, T 27 Arktisk steppes, T30 Snøleier (F1 Tundra)	300-500 #	Endringer i biomasse, fysiologiske effekter, endringer i artssammensetning i mosesjikt, tilbakegang av lav
Ferskvann- systemer F (Inland surface water C)	F2-F7 Næringsfattige typer (C1.1 Permanent oligotrophic waters)	300-1000 ##	Endringer i artssammensetning av makrofyttensammfunn. Økning i grønnalgevekst. Endring i næringsbegrensning for fytoplankton fra N til P.

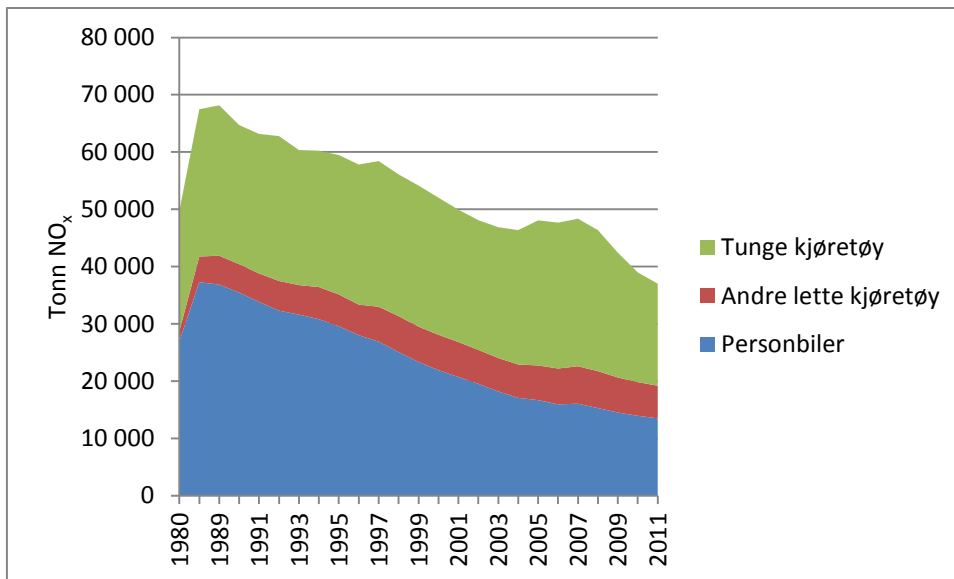
Tidsfaktorer spiller også inn ved at nitrogen som kommer fra luften vil akkumulere over tid i økosystemene (Tipping et al. 2013). I en nylig gjennomført meta-analyse av flere studier som belyser nitrogentilførsel og effekter på det biologiske mangfoldet konkluderte De Schrijver et al. (2011) med at det er nødvendig å inkludere kumulative effekter av nitrogenavsetning ved vurdering av tålegrenser. De fant særlig effekter på hei- og grasmarks-vegetasjon, og dessuten fant de at artsmangfoldet avtok raskere ved lave nitrogentilførsler og i startfasen av tilførselen, men avtok ettersom den kumulative tilførselen tiltok. Bobbink et al. (2010) hevder likeledes at den kumulative effekten av nitrogen-tilførsel kan ha betydning for tålegrenseverdiene. Stevens et al. (2004) fant også avtagende artsantall ved kumulativ nitrogentilførsel i grasmark. Det samme gjorde Dupré et al. (2010) for seminaturlige enger i Tyskland og Storbritannia. Nylig er det foretatt modellberegninger av sammenhenger mellom endringer i artsantall og nitrogenavsetning i Storbritannia (Tipping et al. 2013). Resultatene indikerer at for naturtypene skog, hei og

kalkfattige enger er terskelverdier for en reduksjon i artsantall lavere enn dagens nitrogenavsetning og derfor at reduksjon i artsantall forekommer med dagens nitrogenavsetning. Terskelverdiene er sammenlignbare med dagens empiriske tålegrenser for nitrogen; lavere for skog, hei og kalkfattige enger, høyere for ombrotrof myr og omtrent like for kalkrike enger (Tipping et al. 2013).

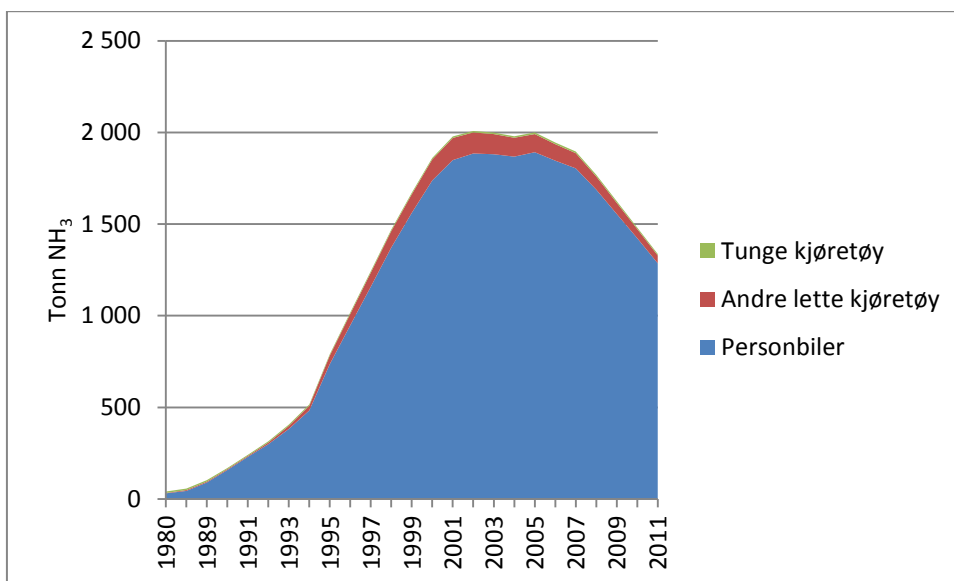
6. Nitrogenutslipp fra veitrafikk

Selv om veitrafikken øker, går utslipp av nitrogenforbindelser ned på grunn av strengere utslippskrav til bilene. Forhold som har hatt betydning er innføring av katalysatorer (påbudt på alle nye personbiler fra 1989) og en økning av andelen dieseldrevne biler. Utslippene av nitrogenforbindelser fra veitrafikk varierer med kjøretøytype og drivstofftype. I gjennomsnitt har en bensindrevet personbil høyere drivstoff-forbruk enn en dieseldrevet personbil. Dieseldrevne kjøretøy slipper ut mer NO_x enn bensindrevne kjøretøy pr. kjørte kilometer, mens bensindrevne biler slipper ut mer NH₃ enn dieseldrevne kjøretøy (Brunvoll & Jensrud 2013). Lastebiler, busser og andre tunge kjøretøy slipper ut mer NO_x enn personbiler pr. kjørte kilometer. Trafikktettheten virker også inn på nitrogen-utslippet ved at køkjøring medfører en sterk økning i utslippet. I følge Brunvoll & Jensrud (2013) påvirkes også NO_x-utslippet av hellingsgrad og svinger på veien, der svingete og kuperte veier gir høyere NO_x-utslipp.

Det samlede utslippet av NO_x fra veitrafikk steg fram mot 1990, men har så avtatt de siste årene (**Figur 3**). Personbiler står for den største reduksjonen til tross for at antall personbiler øker. For NH₃ er det bensindrevne personbiler som er den viktigste kilden. Utslippene har økt sterkt siden begynnelsen på 1990-tallet, men er lite sammenlignet med NO_x-utslippene (**Figur 4**).

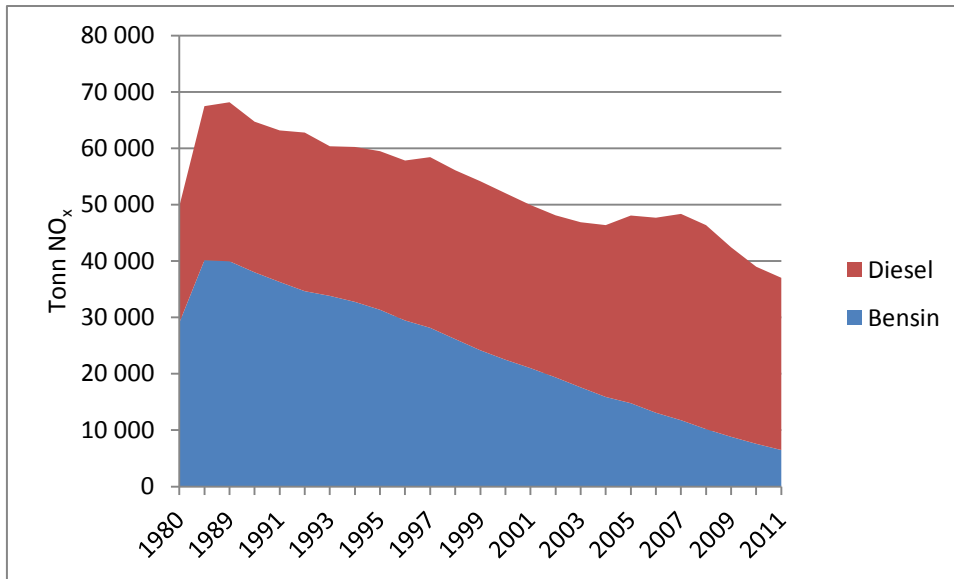


Figur 3. Utslipp av NO_x til luft fra veitrafikk i Norge i perioden 1980 - 2011, fordelt på kjøretøygrupper. Data fra Statistisk sentralbyrå.

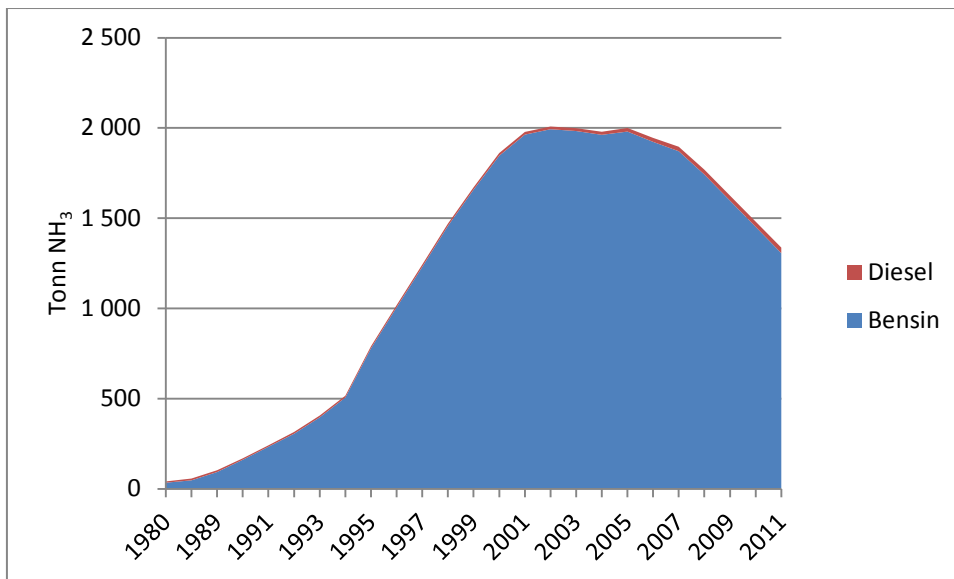


Figur 4. Utslipp av NH₃ til luft fra veitrafikk i Norge i perioden 1980 - 2011, fordelt på kjøretøygrupper. Data fra Statistisk sentralbyrå.

Utslippene av NO_x fra bensindrevne biler er redusert fra 1990 og fram til dag, mens utslippene fra dieseldrevne biler har økt i samme periode. Det har vært en viss reduksjon de siste tre årene i forhold til de høyeste verdiene som var i årene 2007–2008 (**Figur 5**). Utslippene av NH₃ fra bensindrevne biler har økt sterkt siden 1990, selv om det har vært en reduksjon de siste årene (**Figur 6**). Dieselmotorer bidrar lite til NH₃-utslippet, men andelen har økt.



Figur 5. Utslipp av NO_x til luft fra veitrafikk i Norge i perioden 1980 - 2010 fordelt på drivstofftype. Data fra Statistisk sentralbyrå.



Figur 6. Utslipp av NH₃ til luft fra veitrafikk i Norge i perioden 1980 - 2010 fordelt på drivstofftype. Data fra Statistisk sentralbyrå.

Andre forhold som antas å ha innvirkning på nitrogen-utslippene er vindretning- og styrke og vegetasjonsstruktur langs veien. Vindretningen vil ha betydning for hvilken side av veien som er mest belastet, og vindstyrken antas å ha innvirkning på den avstand fra veikanten som blir påvirket av nitrogenutslipp. Antagelig har også vegetasjonens struktur betydning, ved at avstanden som påvirkes antas å være lengre i åpne landskap enn tett skog.

7. Nitrogen–avsetning, avstand til vei og trafikk tetthet

Gadsdon & Power (2009) fant i en undersøkelse av NO₂- og NH₃-konsentrasjoner i ulike avstander fra vei at kritiske tålegrenser ble overskredet i avstander opp til 20 m fra veien (mellom 10 og 58 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ høyere enn bakgrunnsnivå) og at nitrogen fra veitrafikk hadde en merkbar effekt minst 100 m fra vei. Lokaliteten var en skog med høye naturverdier i nærheten av London. Veier gjennom skogen hadde en trafikkbelastning på mellom 500 og 24 500 biler pr. døgn, men på grunn av beliggenhet i nærheten av London og andre større motorveier antas det at nitrogenbelastningen i området generelt var høy. Målestasjonene lå i avstand 0,2 til 795 m fra vei. For NO₂ fant Gadsdon & Power (2009) at konsentrasjonene avtok raskt nær veikant, men at konsentrasjonene først avtok til bakgrunnsnivå etter 250 m fra vei. For NH₃ avtok konsentrasjonen i luft raskere, men selv etter 100 m fra vei var konsentrasjonen 0.12 µg m⁻³ høyere enn bakgrunnsnivå. Videre fant de at nitrogennivåene varierte fra bakkenivå til trekrone. I nærheten av veier var nitrogenkonsentrasjonene høyest nær bakken, mens i lokaliteter lite påvirket av veitrafikk var det motsatte tilfellet.

Andre studier viser også at konsentrasjonene av NO_x og NH₃ avtar raskt med økende avstand fra vei. For eksempel beregnet Cape et al. (2004) et fall på 90 % i forhold til bakgrunnsnivåer i løpet av 15 m for NO₂ og 10 m for NH₃ for veier med trafikkbelastning mellom 240 og 85 623 biler pr. døgn i Skottland. Cape et al. (2004) foretok målinger ved avstandene 1 m, 2 m, 5 m og 10 m fra veikant, mens bakgrunnsnivåer ble hentet fra nasjonale kart. De fant en lineær sammenheng mellom trafikk tetthet og nitrogenkonsentrasjoner. Videre beregnet de at veitrafikken sto for en avsetning på mellom 1 og 15 kg N pr. hektar pr. år ved veikanten, avhengig av trafikk tettheten på veien, og at dette avtok til mellom 0,2 og 10 kg pr. hektar pr. år i en avstand 10 m fra veikant.

Gilbert et al. (2003) undersøkte luftkonsentrasjoner av NO₂ med økende avstand fra motorvei i Montréal i Canada hvor trafikk tettheten var høy, opp mot 185 000 kjøretøy pr. dag. Målestasjoner var plassert vinkelrett på vei i avstander opp til 1310 m fra veikant. Konsentrasjonen av NO₂ avtok logaritmisk med økende avstand og hoveddelen av NO₂ avtok de første 200 m fra veikanten. Framherskende vindretning påvirket N-konsentrasjonen med høyere verdier med vinden enn mot vinden.

Pleijel et al. (2004) fant også at NO₂-konsentrasjoner avtok med et logaritmisk forløp med økende avstand fra motorvei i Sør-Sverige. Undersøkelsesområdet lå sør for Gøteborg i et jordbrukslandskap, og omfattet målinger av NO₂ i avstander fra 10 til 300 m fra veikant. Trafikk-tettheten var henholdsvis 32 500 og 18 900 kjøretøyer pr. døgn. De fant at NO₂-konsentrasjonene avtok raskere enn rapportert av Gilbert et al. (2003), og at NO₂-konsentrasjonene fra veitrafikk var minimale ved 500 m avstand fra vei.

Fra Fyn i Danmark er det foretatt undersøkelser som indikerer NO₂-påvirkninger opp mot 1000 m fra veikant (Glasius et al. 1999). Deres undersøkelse ble foretatt i et jordbrukslandskap i avstander opp til 1000 m fra en motorvei med trafikk tetthet 24 000 kjøretøy pr. dag. Også her avtok konsentrasjonene sterkt nærmest veikanten, med hoveddelen av reduksjonen innen de første 100 meterne og med små reduksjoner mellom 100 og 1000 m avstand. NO₂-konsentrasjonene i luft var lave, men merkbare i mer enn 1000 m fra vei.

Kirchner et al. (2005) undersøkte konsentrasjoner av NO₂ og NH₃ langs motorveier sør for München i Tyskland i avstander opp til 520 m fra veikant. Deres undersøkelse omfattet en motorvei gjennom jordbrukslandskap med trafikk tetthet på 22 600 kjøretøy pr. dag og en motorvei gjennom skog med trafikk tetthet på 62 400 kjøretøy pr. dag. De fant at verdier nær veikanten for både NO₂ og NH₃ var opp mot 300 % høyere enn bakgrunnsnivåer 500 m unna veikanten. De estimerte en endring i samlet nitrogen-avsetning i jordbrukslandskapet fra 16,8 (bakgrunnsnivå) til 23 kg N ha⁻¹ (veikant) i 2002 og tilsvarende verdier fra 22 til 24,6 kg N ha⁻¹ i 2003. For skogtransektet fant de endringer fra 14,5 til 29,7 kg N ha⁻¹ for 2002 og 18,7 til 37,9 kg N ha⁻¹ i 2003 fra veikant til 490 m inn i skogen. For jordbrukslandskapet utgjør dette en reduksjon på mellom 3,6 og 6,2 kg N ha⁻¹ fra veikant til bakgrunnsnivå. Reduksjonen i estimert N-avsetning fra veikant til 490 m inn i skog var større, mellom 15,2 og 19,2 kg N ha⁻¹, det vil si ca. 50 % i forhold til veikant. Deres undersøkelse viser også en tydelig sammenheng mellom trafikk tetthet og NO₂ og NH₃ gjennom døgnet.

Roorda-Knape et al. (1999) undersøkte også NO₂-konsentrasjonene i luft i avstand opp til 300 m fra motorveier i Nederland med tettheter mellom 80 000 og 152 000 kjøretøy pr. dag. De fant også at konsentrasjonene avtok sterkest nær veikant.

8. Effekter av nitrogenforurensing fra veitrafikk på vegetasjon

Det finnes en god del undersøkelser som omhandler effekter av nitrogenforbindelser på vegetasjon, men relativt få som konkret belyser effekter av nitrogenutslipp fra veitrafikk. Søk ble foretatt i internasjonale litteraturlister, som ISI Web of Science.

Angold (1997) undersøkte effekter på røsslyngdominert heivegetasjon i Storbritannia. Undersøkelsen omfattet motorveier med varierende trafikk tetthet, fra ca. 35 000 kjøretøyer i løpet av 12 timer til mindre veier med trafikk tetthet mellom 800 og 10 000 kjøretøyer pr. 12. timer. Artssammensetning til bakkevegetasjonen ble undersøkt i kvadrater lagt ut i transekter med start 10 m fra veikant og opp til 200 m ut til siden. I tillegg ble vitalitet og vekst hos røsslyng *Calluna vulgaris*, blåtopp *Molinia caerulea* og kystreinlav *Cladonia*

portentosa, samt innhold av nitrogen og fosfor i plantene undersøkt. Heivegetasjon består vanligvis av næringsfattige typer som derfor er utsatt for eutrofiering som følge av nitrogentilførsel fra veitrafikk. Nedgang av røsslyng, moser og lav, samt økt dekning av gressarter, som for eksempel blåtopp *Molinia caerulea*, er effekter som kan forventes ved eutrofiering. I undersøkelsen fant Angold (1997) at blåtopp var vanligst nær vei, mens kystreinlav viste motsatt tendens. Blåtopp-planter nær vei var større og kraftigere enn planter lenger unna vei, men det var ingen forskjeller i nitrogen eller fosfor-innhold i plantene. Også røsslyngplanter nær vei var større enn planter lenger unna, og planter nær vei hadde høyere nitrogen- og fosfor-innhold. Vitaliteten til kystreinlav avtok nær vei og effekter på laven ble observert opp til 80 m unna veikant. Angold (1997) konkluderer med at nærhet til vei har en klar innvirkning på vegetasjonen og relaterer det blant annet til eutrofieringseffekter. Langs de mest trafikkerte veiene fant de endringer opp mot 200 m fra veikant. Endringene var tydeligst for blåtopp som økte i mengde nær vei, og for kystreinlav som avtok i mengde, vekst og vitalitet nær vei.

Røsslyng ble også benyttet av Power & Collins (2010) for å studere forskjeller i nitrogen-avsetning langs en by-landsbygd-gradient i Sør-England. De fant høyere nitrogeninnhold i blader av røsslyng med økende nitrogen-avsetning fra luft. Det samme gjaldt C/N-forholdet og innhold av frie aminosyrer i røsslynplantene.

Truscott et al. (2005) fant avtagende konsentrasjoner av NO_x og NH₃ med økende avstand fra vei i Skottland. De fant også at Ellenberg indikatorverdier for næring avtok med økende avstand fra veikanten, men kunne ikke dokumentere entydige sammenhenger mellom nitrogen-tilførsel og Ellenberg-verdier. Ellenberg indikatorverdier for nitrogen grupperer planter etter deres krav til nitrogen (Ellenberg et al. 2001). Ut fra vegetasjonens sammensetning kan man beregne en gjennomsnittlig Ellenberg-verdi for vegetasjonen som en indikator for nitrogen-innholdet. Undersøkelsene ble foretatt langs de samme veiene som hos Cape et al. (2004), det vil si i avstander 1 - 10 m fra vei for veier med trafikkbelastning mellom 240 og 85 623 biler pr. døgn i Skottland.

Langs motorveier sør for München i Tyskland studerte Bernhardt-Römermann et al. (2006) sammenhenger mellom skogsvegetasjon, jordkjemi og nitrogenavsetning fra luft. Både NO₂ og NH₃ ble undersøkt. Trafikktettheten på veiene var mellom 64 000 og 103 300 kjøretøy pr. dag. Målinger ble foretatt langs transekter vinkelrett på vei i avstander 30 m, 80 m, 230 m, 520 m, 680 m og 920 m. Langs hvert målepunkt ble vegetasjonen registrert i fem kvadrater á 5 x 5 m i 90 - 120 år gammel homogen granskog. Man fant endringer i nitrogenavsetninger med økende avstand fra vei. Hovedtyngden av endringene skjedde mellom 30 og 80 m fra veikant. Det var positive korrelasjoner mellom endringer i vegetasjonens sammensetning basert på akseverdier fra en ordinasjonsanalyse og nitrogenavsetning, samt mellom vegetasjonsendringer og nitrogeninnholdet i jord. Vegetasjonsendringer ble registrert opp til 230 m vekk fra vei for lokaliteter som lå med

framherskende vindretning, opp til 80 m fra vei for lokaliteter som lå mot framherskende vindretning. Man fant økende dekning av nitrofile arter som bringebær *Rubus idaeus* nærmest veikantene og relaterte dette til nitrogentilførsel forårsaket av veitrafikken. I tillegg ble veisalting angitt som årsak til endringene.

Bignal et al. (2007) studerte effekter fra luftforurensing på myrvegetasjon, samt skader på eike- og bøketrær i edelløvskog langs transekter med økende avstand fra to motorveier i England. Trafikktettheten var mellom 74 000 og 94 000 kjøretøyer pr. døgn og transektene var 200 og 250 m lange. NO₂-konsentrasjonen i luft ble målt langs de samme transektene. Analysene viste at NO₂-konsentrasjonen avtok raskest nær veikant, og sank til bakgrunnsnivåer i løpet av 100 m. Deres undersøkelser viste at det nær veikant var en økning av arter forbundet med høyt nitrogeninnhold, basert på Ellenberg indikatorverdier. Effektene på vegetasjonen var sterkest innen 50 – 100 m fra vei, og endringene var i samsvar med konsentrasjon av NO₂ i lufta. Videre fant de at skader på eike- og bøketrær, som misfarging, redusert kronetetthet og insektangrep, avtok med økende avstand og opphørte mellom 50 – 150 m fra vei. Ingen tydelig sammenheng mellom avstand fra vei og artsantall totalt eller for artsgruppene karplanter eller moser og lav ble funnet.

Bignal et al. (2008) undersøkte seks mosearters respons på veitrafikk i et transplantasjonsforsøk i Storbritannia. Mosene heigråmose *Racomitrium lanuginosum*, kystkransmose *Rhytidiadelphus loreus*, etasjemose *Hylocomium splendens*, furumose *Pleurozium schreberi*, musehalemose *Isoetecium myosuroides* og ribbesigd *Dicranum scoparium* ble samlet fra områder i Skottland med lav luftforurensing og plassert ut i økende avstand langs de samme veiene som beskrevet ovenfor (Bignal et al. 2007). Transplantene ble plassert i avstander 15 – 275 m fra veikant og de sto ute i syv måneder. Deretter ble pigmentkonsentrasjoner og membranlekkasje av elektrolytter undersøkt halvveis ut i forsøket og ved slutt. Vekst og nitrogenkonsentrasjon i skuddspisser ble også målt ved forsøkets slutt, mens pigmenttap ble visuelt vurdert i månedlige intervaller. De fant effekter på alle artene, men omfanget varierte mellom arter. De største endringene fant sted i løpet av de første 50 – 100 m fra veikant. Alle arter hadde visuelle pigment-tap, men uten tydelig mønster i forhold til avstand veikant. Observerte endringer var ellers økt vekst, økt klorofyll- og nitrogenkonsentrasjon, samt økt membranlekkasje av elektrolytter. Økte N-konsentrasjoner nær vei ble bare funnet i ribbesigd. Økt vekst ble funnet for artene etasjemose, furumose og heigråmose. Økt klorofyllinnhold ble funnet for alle arter unntatt heigråmose. Endringene var sammenfallende med endringer i NO₂-konsentrasjonene, som falt til bakgrunnsnivå i avstand 100 – 125 m fra vei. Deres resultater indikerte derfor at moser kan bli påvirket opp til 100 m fra veikant som følge av nitrogen-utslipp fra veitrafikk, men at endringene var artsspesifikke.

I en nylig gjennomført undersøkelse av kalkrike enger fant Lee & Power (2013) endringer i vegetasjonssammensetning som kunne relateres til økt NO₂-avsetning fra veitrafikk. Deres

undersøkelse ble foretatt i åtte enger i England, langs transekter med økende avstand fra vei: 2,5 m, 5 m, 7,5 m, 10 m, 20 m, 50 m og 100 m. Trafikkmengden varierte mellom 6 600 og 97 000 kjøretøy pr. døgn. Modellerte konsentrasjoner av NH₃ avtok til bakgrunnsnivåer i løpet av de første 20 m, mens total nitrogen og NO₂ lå over bakgrunnsnivåer i avstand mer enn 100 m. Konsentrasjonene var høyest langs veier med høyest trafikk tetthet. N-konsentrasjoner avtok logaritmisk for alle nivåer. Ellenberg indikatorverdier for nitrogen ble beregnet ut fra vegetasjonssammensetningen. Man fant sammenhenger mellom Ellenberg indikatorverdier for nitrogen og NO₂- konsentrasjoner, men ikke for NH₃ og total N. Dekningen av høye og hurtigvoksende planter var sammenfallende med økt NO₂-avsetning. Eksempler på arter var hundegras *Dactylis glomerata*, englodnegras *Holcus lanatus* og pastinakk *Pastinaca sativa*. Dette var andre arter enn de som typisk utgjør kalkkrik engvegetasjon. Nitrogen-tilførsel fra nærliggende vei kan derfor bidra til endringer i negativ retning for denne artsrike naturtypen som ofte har høye naturverdier og er i tilbakegang i mange steder i Europa.

Modellerte nitrogen-verdier i studien ovenfor var basert på målinger i Lee et al. (2012). I denne studien ble målinger foretatt langs tre av de åtte veiene i Lee et al. (2013), med trafikk tettheter fra 6500 til 96 000 kjøretøy pr. døgn. I denne studien fant man i tillegg til økt mengde av nitrofile arter med økende NO₂-avsetning også en reduksjon i artsantallet. Videre fant man redusert mengde av urter og moser nær vei.

9. Konklusjon

Ut fra studiene ovenfor er det tydelig at både trafikk tetthet og avstand fra veikant har betydning for nivåene av nitrogen-utslipp fra veitrafikk. NO₂- utslipp har størst betydning. NO₂- konsentrasjonene avtar med et logaritmisk forløp, slik at reduksjonen er sterkest nær veikanten. Forhøyede verdier er likevel i noen tilfeller målt i avstander mer enn 1000 m, men dette er avhengig av trafikk tetthet. Arealet som påvirkes kan derfor potensielt være stort. NH₃ har en raskere avsetningshastighet enn NO_x. Undersøkelsene viser også at påvirkningen fra NH₃ avtar raskere enn for NO₂ (Cape 2004, Gadsdon & Power 2009). Videre er det indikasjoner på at vegetasjonen langs veiene har betydning for nitrogenavsetningen, bl.a. ved at skog sperrer for spredning av nitrogen-utslipp i forhold til åpne vegetasjonstyper. Andre forhold, som vindhastighet og terrengform, kan trolig også ha innvirkning på nitrogen-konsentrasjonene.

Undersøkelsene viser også at nitrogen fra veitrafikk har effekter på nærliggende vegetasjon, men at effekten varierer mellom arter og vegetasjonstyper. Også her viser undersøkelsene sammenhenger mellom avstand fra vei, nitrogen-utslipp og vegetasjonsendringer. Både endringer i artssammensetning, redusert vitalitet og vekst, og økt innhold av klorofyll og nitrogen i plantemateriale er observert.

Undersøkelser av nitrogenavsetning fra veitrafikk og eventuelle effekter på vegetasjonen er så langt vi kjenner til ikke foretatt i Norge. Det samme gjelder undersøkelser av konsentrasjoner av nitrogenforbindelser i luft med økende avstand fra vei og med forskjellig trafikk tetthet. Omfanget av påvirkninger på vegetasjonen i Norge grunnet nitrogen-utslipp fra veitrafikk er derfor ukjent. Flere av undersøkelsene fra Europa gjelder trafikkmengder som generelt er høyere enn de man oftest finner i Norge. Ut fra resultater i de undersøkelsene som også har trafikkdata tilsvarende norske forhold kan det være grunn til å undersøke disse forholdene nærmere i Norge også. Undersøkelser som omfatter både målinger av NO₂- og NH₃-konsentrasjoner sammen med jordanalyser og vegetasjonsendringer i økende avstand fra vei og med ulik trafikkmengde kan være en mulighet.

Den årlige N-avsetningen (bakgrunnsavsetningen) i store deler av Sør Norge ligger over tålegrensen for fattig eng. Dersom man antar en tålegrense for veikantvegetasjon som tilsvarer fattig eng må avsetningene være betydelige høyere enn bakgrunnsavsetningen nær vei. Sannsynligvis er nitrogen-belastningen langs veiene derfor høyere enn tålegrensene for flere naturtyper. Hvilke naturtyper langs vei som er mest sårbare bør derfor klarlegges. Det kan også være geografiske forskjeller, der akkumulasjon av langtransporterte N-forbindelser virker sammen med lokale kilder. Sørlige og især sørvestlige deler av Norge er mest utsatt (jf. Lund et al. 2012).

I forhold til veiplanlegging og forvaltning kan det også være av interesse å få kunnskap om eventuelle overskridelser i særlig sårbar natur og i verneområder langs vei. Arealer som er aktuelle i den sammenheng er foruten verneområder, utvalgte naturtyper, lokaliteter i Naturbase og nøkkelbiotoper i skog (MiS-områder), samt voksesteder for sensitive arter, herunder rødlistede arter. Både arter og naturtyper har ulik toleranse, og bedre spesifikk kunnskap om eventuelle påvirkninger for hver av dem vil kunne bidra til bedre veiplanlegging.

10. Referanser

Achermann, B. & Bobbink, R. (red.) 2003. Empirical critical loads for nitrogen. Expert workshop Berne 11–13 November 2002. Proceedings. Environmental documentation 164: 1–327. – Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape, SAEFL, Bern.

Aerts, R., Wallen, B. & Malmer, N. 1992. Growth-limiting nutrients in *Spagnum*-dominated bogs subject to low and high atmospheric nitrogen supply. – Journal of Ecology 80: 131–140.

- Angold, P.G. 1997. The Impact of a Road Upon Adjacent Heathland Vegetation: Effects on Plant Species Composition. – *Journal of Applied Ecology* 34: 409–417.
- Anonym 2007. Kartlegging av naturtyper – verdsetting av biologisk mangfold. 2.utgave. – Direktoratet for naturforvaltning – håndbok 13.
- Arnolds, E. 1988. The changing macromycete flora in the Netherlands. – *Transactions of the British Mycological Society* 90(3): 391–406.
- Arnolds, E. 1991. Decline of ectomycorrhizal fungi in Europe. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 35: 209–244.
- Aunan, K. 1992. Virkninger av luftforurensninger på helse og miljø. Anbefalte luftkvalitetskriterier. – Statens forurensningstilsyn, SFT-Rapport nr. 92.
- Bates, J.W. 2003. Effects on bryophytes and lichens. – I: *Air pollution and plant life*. Red.: Bell, J.N.B., Treshow, M.J. 2nd ed. Chichester, Wiley & Sons. s. 309–342.
- Bernhardt-Römermann, M., Kirchner, M., Kudernatsch, T., Jakobi, G. & Fischer, A. 2006. Changed vegetation composition in coniferous forests near to motorways in Southern Germany: The effects of traffic-born pollution. – *Environmental Pollution* 143: 572–581.
- Signal, K.L., Ashmore, M.R., Headley, A.D., Stewart, K. & Weigert, K. 2007. Ecological impacts of air pollution from road transport on local vegetation. – *Applied Geochemistry* 22: 1265–1271.
- Signal, K.L., Ashmore, M.R. & Headley, A.D. 2008. Effects of air pollution from road transport on growth and physiology of six transplanted bryophyte species. – *Environmental Pollution* 156: 332–340.
- Bobbink, R., Hornung, M. & Roelofs, J. G. M. 1996. Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems. Annex III. – I *Manual on methodologies for mapping critical loads/levels and geographical areas where they are exceeded*. Berlin, Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt).
- Bobbink, R., Hornung, M. & Roelofs, J.G.M. 1998. Essay review: The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural vegetation. – *Journal of Ecology* 86: 717–738.
- Bobbink, R., Ashmore, M.R., Braun, S., Fluckiger, W. & Van den Wyngaert, I.J.J. 2003. Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. – I: Achermann, B. & Bobbink, R., red. *Empirical Critical Loads for Nitrogen*. Expert Workshop Berne, 11–13 November 2002. Proceedings. Environmental Documentation 164. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL, Berne. pp. 43–170.

- Bobbink, R. 2008. The derivation of dose–response relationships between N load, N exceedance and plant species richness for EUNIS habitat classes. – CCE Status Report 2008: 63–72.
- Bobbink, R. & Hicks, K. 2009. Factors affecting N deposition impacts on biodiversity: an overview. –Paper presented at the Workshop on N Deposition, Critical Loads and Biodiversity. 16–18th November, 2009, Edinburgh, UK. <http://initrogen.org/144.0.html>.
- Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M., Bustamante, M., Cinderby, S., Davidson, E., Dentener, F., Emmett, B., Erisman, J.W., Fenn, M., Gilliam, F., Nordin, A., Pardo, L. & De Vries, W. 2010. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. – *Ecological Applications* 20: 30–59.
- Bobbink, B. & Hettelingh, J.–P. (red.) 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose–response relationships. – Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23–25 June 2010. Noordwijkerhout, Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM).
- Brandrud T.E. 1995. The effects of experimental nitrogen addition on the ectomycorrhizal fungus flora in an oligotrophic spruce forest at Gårdsjön, Sweden. – *Forest Ecology and Management* 71: 111–122.
- Brandrud, T.E. & Timmermann, V. 1998. Ectomycorrhizal fungi in the NITREX site at Gårdsjön, Sweden; below and above–ground responses to experimentally–changed nitrogen inputs 1990–1995. *Forest Ecology and Management* 101: 207–214.
- Brunsting, A.M.H. & Heil, G.W. 1985. The role of nutrients in the interaction between a herbivorous beetle and some competing plant species in heathland. – *Oikos* 44: 23–26.
- Bruteig, I.E. & Aarrestad, P.A. 2004. Utvikling av nye nitrogenålegrensekart for naturtyper – eit forprosjekt. – NINA Minirapport 50: 1–18.
- Brunvoll, F. & Jensrud, J. (red.) 2013. Samferdsel og miljø 2013. Utvalgte indikatorer for samferdselssektoren. – Statistisk sentralbyrå Rapport 2013: 33: 1–178.
- Cape, J.N., Tang, Y.S., van Dijk, N., Love, L., Sutton, M.A. & Palmer, S.C.F. 2004. Concentrations of ammonia and nitrogen dioxide at roadside verges, and their contribution to nitrogen deposition. – *Environmental Pollution* 132: 469–478.
- Caporn, S.J.M., Song, W., Read, D.J., & Lee, J.A. 1995. The effect of repeated nitrogen fertilization on mycorrhizal infection in heather (*Calluna vulgaris* (L.) Hull). – *New Phytologist*.

- Carroll, J.A., Johnson, D., Morecroft, M., Taylor, A., Caporn, S.J.M. & Lee, J.A. 2000. The effect of long-term nitrogen additions on the bryophyte cover of upland acidic grasslands. – *Journal of Bryology* 22: 83–89.
- Carroll, J.A., Caporn, S.J.M., Johnson, D., Morecroft, M.D. & Lee, J.A. 2003. The interactions between plant growth, vegetation structure and soil processes in semi-natural acidic and calcareous grasslands receiving long-term inputs of simulated pollutant nitrogen deposition. – *Environmental Pollution* 121: 363–376.
- Clark, C.M. & Tilman, D. 2008. Loss of plant species after chronic low-level nitrogen deposition to prairie grasslands. – *Nature* 451: 712–715.
- Dahlman, L., Persson, J., Palmqvist, K. & Näsholm, T. 2004. Organic and inorganic nitrogen uptake in lichens. – *Planta* 219: 459–467.
- De Graaf, M.C.C., Bobbink, R., Verbeek, P.J.M. & Roelofs, J.G.M. 1998. Differential effects of ammonium and nitrate on three heathland species. – *Plant Ecology* 135: 185–196.
- De Schrijver, A., De Frenne, P., Ampoorter, E., Van Nevel, L., Demey, A., Wuyts, K. & Verheyen, K. 2011. Cumulative nitrogen input drives species loss in terrestrial ecosystems. – *Global Ecology and Biogeography*: 20: 803–816.
- Dupré, C., Stevens, C.J., Ranke, T., Bleeker, A., Pepler-Lisbach, C., Gowing, D.J.G., Dise, N.B., Dorland, E., Bobbink, R. & Diekmann, M. 2010. Changes in species richness and composition in European acidic grasslands over the past 70 years: the contribution of cumulative atmospheric nitrogen deposition. – *Global Change Biology* 16: 344–357.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V. & Werner, W. 2001. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. 3. Ed. – *Scripta geobotanica* 18: 1–262.
- Forsum, A., Dahlman, L., Näsholm, T. & Nordin, A. 2006. Nitrogen utilization by *Hylocomium splendens* in a boreal forest fertilization experiment. – *Functional Ecology* 20: 421–426.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. – *NINA Temahefte* 12: 1–279.
- Fremstad, E., Paal, J. & Möls, T. 2005. Impacts of increased nitrogen supply on Norwegian lichen-rich alpine communities: a 10-year experiment. – *Journal of Ecology* 93: 471–481.
- Gadsdon, S.R. & Power, S.A. 2009. Quantifying local traffic contributions to NO₂ and NH₃ concentrations in natural habitats. – *Environmental Pollution* 157: 2845–2852.
- Galloway, J.N., Dentener, F.J., Capone, D.G., Boyer, E.W., Howarth, R.W., Seitzinger, S.P., Asner, G.P., Cleveland, C.C., Green, P.A., Holland, E.A., Karl, D.M., Michaels, A.F., Porter, J.H.,

- Townsend, A.R. & Vorosmarty, C.J. 2004. Nitrogen cycles: past, present, and future. – *Biogeochemistry* 70: 153–226.
- Gilbert, N.L., Woodhouse, S., Stieb, D.M. & Brook, J.R. 2003. Ambient nitrogen dioxide and distance from a major highway. – *Science of the Total Environment* 312: 43–46.
- Glasius, M., Funch Carlsen, M., Stroyer Hansen, T. & Lohse, C. 1999. Measurements of nitrogen dioxide on Funen using diffusion tubes. – *Atmospheric Environment* 33: 1177–1185.
- Grennfelt, P. & Thörnelöf, E. (red) 1992. Critical loads for nitrogen. Copenhagen, Nordic Council of Ministers. (Nord 1992:41).
- Gunnarsson, U., Malmer, N. & Rydin, H. 2002. Dynamics or constancy in *Sphagnum* dominated mire ecosystems: a 40-year study. – *Ecography* 25: 685–704.
- Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H.H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009. Naturtyper i Norge – Teoretisk grunnlag, prinsipper for inndeling og definisjoner. – Naturtyper i Norge, versjon 1.0. Artikkell 1: 1–210. Artsdatabanken.
- Heil, G.W. & Diemont, W.H. 1983. Raised nutrient levels change heathlands into grasslands. – *Vegetatio* 53: 113–120.
- Hodson, A.J., Mumford, P.N., Kohler, J. & Wynn, P.M. 2005. The High Arctic glacial ecosystem: new insights from nutrient budgets. – *Biogeochemistry* 72: 233–256.
- Ishida, T.A. & Nordin, A. 2010. No evidence that nitrogen enrichment affect fungal communities of *Vaccinium* roots in two contrasting forest types. – *Soil Biology and Biochemistry* 42: 234–243.
- Jensen, T.C., Petrin, Z., Sloreid, S.E. & Bratli, H. 2012. FoU biologisk mangfold – Effekter av vei og veitrafikk på biologisk mangfold – Framdriftsrapport 2012. – NINA Minirapport 415: 1–10.
- Jones, M.R., Leith, I.D., Fowler, D., Raven, J.A., Sutton, M.A., Nemitz, E., Cape, J.N., Sheppard, L.J., Smith, R.I. & Theobald, M.R. 2007. Concentration-dependent NH₃ deposition processes for mixed moorland semi-natural vegetation. – *Atmospheric Environment* 41: 2049–2060.
- Kirkham, F.W., Mountford, J.O. & Wilkins, R.J. 1996. The effects of nitrogen, potassium, and phosphorus addition on the vegetation of a Somerset peat moor under cutting management. – *Journal of Applied Ecology* 33: 1013–1029.

- Kirchner, M., Jakobi, G., Feicht, E., Bernhardt, M. & Fischer, A. 2005. Elevated NH₃ and NO₂ air concentrations and nitrogen deposition rates in the vicinity of a highway in Southern Bavaria. – *Atmospheric Environment* 39: 4531–4542.
- Knudsen, S., Skjelkvåle, B.L. & Aarrestad, P.A. 2002. Effekter av økte nitrogenutslipp til luft fra Kårstøanleggene i Rogaland. – *NILU OR* 39/2002: 78 pp.
- Krupa, S.V. 2003. Effects of atmospheric ammonia (NH₃) on terrestrial vegetation: a review. – *Environmental Pollution* 124: 179–221.
- Kålås, J.A. Henriksen, S., Skjelseth, S. & Viken, Å. (red.) 2010. Miljøforhold og påvirkninger for rødlistearter. – Artsdatabanken, Trondheim.
- Lee, M.A., Davies, L. & Power, S.A. 2012. Effects of roads on adjacent plant community composition and ecosystem function: An example from three calcareous ecosystems. – *Environmental Pollution* 163: 273–280.
- Lee, M.A. & Power, S.A. 2013. Direct and indirect effects of roads and road vehicles on the plant community composition of calcareous grasslands. – *Environmental Pollution* 176: 106–113.
- Lilleskov, E.A., Fahey, T.J. & Lovett, G.M. 2001. Ectomycorrhizal fungal aboveground community change over an atmospheric nitrogen deposition gradient. – *Ecological Applications* 11: 397–410.
- Lilleskov, E.A., Fahey, T.J., Horton, T.R. & Lovett, G.M. 2002. Belowground ectomycorrhizal fungal community change over a nitrogen deposition gradient in Alaska. – *Ecology* 83: 104–115.
- Lund, E., Aas, W., Høgåsen, T. & Larssen, T. 2012. Overskridelser av tålegrenser for forsurening og nitrogen for Norge – oppdatering med perioden 2007–2011. – NIVA-rapport 6448–2012.
- Morecroft, M. D., Sellers, E. K. & Lee, J. A. 1994. An Experimental Investigation into the Effects of Atmospheric Nitrogen Deposition on two Semi-natural Grasslands. – *Journal of Ecology* 82: 475–483.
- Mountford, J. O., Lakhani, K. H. & Kirkham, F. W. 1993. Experimental Assessment of the Effects of Nitrogen Addition under Hay-Cutting and Aftermath Grazing on the Vegetation of Meadows on a Somerset Peat Moor. – *Journal of Applied Ecology* 30: 321–332.
- Mountford, J. O., Lakhani, K. H. & Holland, R. J. 1994. The effects of nitrogen on species diversity and agricultural production on the Somerset Moors, Phase II: a. After seven years of fertiliser application. b. After cessation of fertiliser input for three years. – *English Nature Research Report English Nature, Peterborough* 86: 1–106.

- Nilsson, L.O. 2004. External mycelia of mycorrhizal fungi – responses to elevated N in forest eco-systems. – Doctoral thesis 2004, Lund University. 56 pp. + Appendices.
- Nordin, A., Näsholm, T. & Ericson, L. 1998. Effects of simulated N deposition on understory vegetation of a boreal coniferous forest. – *Functional Ecology* 12: 691–699.
- Nordin, A., Sheppard, L.J., Strengbom, J., Gunnarsson, U., Hicks, K. & Sutton, M. 2009. Understanding of nitrogen deposition impacts. – Background paper for the Nitrogen Deposition & Natura 2000 Workshop, Brussels, 18. – 20. May 2009.
<http://cost729.ceh.ac.uk/n2kworkshop/documents>.
- Ohenoja, E. 1988. Behaviour of mycorrhizal fungi in fertilized forests. – *Karstenia* 28: 27–30.
- Pearson, J. & Stewart, G.R. 1993. The deposition of atmospheric ammonia and its effects on plants. – *New Phytologist* 125: 283–305.
- Pleijel, H., Pihl Karlsson, G. & Binsell Gerdin, E. 2004. On the logarithmic relationship between NO₂ concentration and the distance from a highroad. – *Science of The Total Environment* 332: 261–264.
- Phoenix, G.K., Hicks, W.K., Cinderby, S., Kuylenstierna, J.C.I., Stock, W.D., Dentener, F.J., Giller, K.E., Austin, A.T., Lefroy, R.D.B., Gimeno, B.S., Ashmore, M.R. & Ineson, P. 2006. Atmospheric nitrogen deposition in world biodiversity hotspots: the need for a greater global perspective in assessing N deposition impacts. – *Global Change Biology* 12: 470–476.
- Power, S.A., Ashmore, M.R., Cousins, D.A. & Sheppard, L.J. 1998. Effects of nitrogen addition on the stress sensitivity of *Calluna vulgaris*. – *New Phytologist* 138: 663–673.
- Power, S.A. & Collins, C.M. 2010. Use of *Calluna vulgaris* to detect signals of nitrogen deposition across an urban–rural gradient. – *Atmospheric Environment* 44: 1772–1780.
- Påhlsson, L. 1998. Vegetationstyper i Norden. 3. utg. TemaNord 1998:510. – Nordisk ministerråd, København.
- Reuss, J. & Johnson, D.W. 1986. Acid deposition and the acidification of soils and waters. – *Ecological Studies* 59. Springer, New York.
- Roelofs, J.G.M., Bobbink, R., Brouwer, E. & De Graaf, M.C.C. 1986. Restoration ecology of aquatic and terrestrial vegetation of non-calcaerous sandy soils in the Netherlands. – *Acta Botanica Neerlandica* 45: 517–541.
- Roelofs, J. G. M., Smolders, A. J. P., Brandrud, T. E. & Bobbink, R. 1995. The effect of acidification, liming and reacidification on macrophyte development, water quality and sediment characteristics of soft–water lakes. – *Water Air and Soil Pollution* 85: 967–972.

Roorda–Knape, M.C., Janssen, N.A.H., de Hartog, J., Van Vliet, P.H.N., Harssema, H. & Brunekreef, B. 1999. Traffic related air pollution in city districts near motorways. – *Science of The Total Environment* 235: 339–341.

Sala, O.E., Chapin, F.S., III, Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber–Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M.i.n., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M. & Wall, D.H. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. – *Science* 287: 1770–1774.

Solberg, S. Svendby, T., Gjerstad, K.I., Liu, L., Wathne, B.M., Skjelkvåle, B.L., Høgåsen, T., Aarrestad, P.A. & Gjershaug, J.O. 2012. Åpning av havområdene vest for delelinjen i Barentshavet Sør for petroleumsvirksomhet. Konsekvenser av regulære utslipp til luft. – NILU OR 33/2012.

Statens forurensingstilsyn 1992. Virkninger av luftforurensinger på helse og miljø – anbefalte luftkvalitetskriterier. – Statens forurensingstilsyn. SFT–rapport 92: 16.

Stevens, C.J., Dise, N.B., Mountford, J.O. & Gowing, D.J. 2004. Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. – *Science* 303: 1876–1879.

Stevens, C.J., Dupre, C., Dorland, E., Gaudnik, C., Gowing, D.J.G., Bleeker, A., Diekmann, M., Alard, D., Bobbink, R., Fowler, D., Corcket, E., Mountford, J.O., Vandvik, V., Aarrestad, P.A., Muller, S. & Dise, N.B. 2010. Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. – *Environmental Pollution* 158: 2940–2945.

Strengbom, J., Nordin, A., Näsholm, T. & Ericson, L. 2002. Parasitic fungus mediates change in nitrogen–exposed boreal forest vegetation. – *Journal of Ecology* 90: 61–67.

Strengbom, J., Walheim, M., Näsholm, T. & Ericson, L. 2003. Regional differences in the occurrence of understory species reflect nitrogen deposition in Swedish forests. – *Ambio* 32: 91–97.

Strengbom, J., Englund, G. & Ericson, L. 2006. Experimental scale and precipitation modify effects of nitrogen addition on a plant pathogen. – *Journal of Ecology* 94: 227–233.

Stuanes, A.O. & Abrahamsen, G. 1996. Tålegrenser for nitrogen i skog. En vurdering av kunnskapsgrunnlaget. – *Aktuelt fra Skogforsk* 7–96.

Suding, K.N., Collins, S.L., Gough, L., Clark, C., Cleland, E.E., Gross, K.L., Milchunas, D.G. & Pennings, S. 2005. Functional– and abundance–based mechanisms explain diversity loss due to N fertilization. – *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102: 4387–4392.

- Tamm, C.O. 1991. Nitrogen in terrestrial ecosystems. – Ecological Studies. 81. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Tedersoo, L., Pellet, P., Kõljalg, U. & Selosse, M.-A. 2007. Parallel evolutionary paths to mycoheterotrophy in understory Ericaceae and Orchidaceae: ecological evidence for mixotrophy in Pyroleae. – *Oecologia* 151: 206–217
- Termorshuizen, A.J. 1993. The influence of nitrogen fertilisers on ectomycorrhizas and their fungal carpophores in young stands of *Pinus sylvestris*. – *Forest Ecology and Management* 57: 179–189.
- Thunes, K.H., Bratli, H. & Øyen, B.-H. 2010. Påvirkninger på biologisk mangfold fra veger og vegtrafikk. – Oppdragsrapport fra Skog og landskap 2010: 14: 1–50.
- Tipping, E., Henrys, P.A., Maskell, L.C. & Smart, S.M. 2013. Nitrogen deposition effects on plant species diversity; threshold loads from field data. – *Environmental Pollution* 179: 218–223.
- Treseder, K.K. 2004. A meta-analysis of mycorrhizal responses to nitrogen, phosphorus and atmospheric CO₂ in field studies. – *New Phytologist* 164: 347–355.
- Truscott, A.M., Palmer, S.C.F., McGowan, G.M., Cape, J.N. & Smart, S. 2005. Vegetation composition of roadside verges in Scotland: the effects of nitrogen deposition, disturbance and management. – *Environmental Pollution* 136: 109–118.
- Ulrich, B. 1991. An ecosystem approach to soil acidification. – I: Ulrich, B. & Summer, M.E., red. Springer, Berlin. pp. 28–79.
- van der Eerden, L.J., Dueck, T.A., Berdowski, J.J.M., Greven, H.C. & van Dobben, H.F. 1991. Influence of NH₃ and (NH₄)₂SO₄ on heathland vegetation. – *Acta Botanica Neerlandica* 40: 281–296.
- van Herk, C.M., Mathijssen-Spiekman, E.A.M., de Zwart, D. 2003. Long distance nitrogen air pollution effects on lichens in Europe. – *Lichenologist* 35: 347–359.
- Vitousek, P.M., Aber, J.D., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H. & Tilman, D.G. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. – *Ecological applications* 7: 737–750.
- Wiklund, K., Nilsson, L.-O., Jacobsson, S. 1995. Effect of irrigation, fertilization, and artificial drought on basidioma production in a Norway spruce stand. – *Canadian Journal of Botany* 73: 200–208.

Yesmin, L., Gammack, S.M. & Cresser, M.S. 1996. Effects of atmospheric nitrogen deposition on ericoid mycorrhizal infection of *Calluna vulgaris* growing in peat soils. – *Applied Soil Ecology* 4: 49–60.

Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Myklebost, H., Often, A. & Stabbetorp, O.E. 2013. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn 2012. – I Framstad, E., red. Terrestrisk naturovervåking i 2012: Markvegetasjon, epifytter, små-gnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 952. 107 s.



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