

CRISTIANA COLPI si è laureata a pieni voti con lode in Scienze forestali all'Università degli Studi di Padova.

Ha collaborato all'attività di ricerca presso la Cattedra di Zoologia forestale, Venatoria ed Acquicoltura, dove ha svolto l'internato e la tesi di laurea, e presso la Cattedra di Idrologia forestale.

SERGIO FATTORELLI Laureato in Ingegneria Civile presso l'Università di Padova nel 1968. Ha ricoperto vari incarichi presso la Facoltà di Scienze Agrarie e Forestali della medesima Università prima di divenire

nel 1980 titolare della Cattedra di Idrologia forestale.

Ha svolto e svolge attualmente numerosi incarichi accademici e di ricerca nell'ambito del CNR della FAO e dell'Istituto Italo-Latino-Americano.

Si è occupato di numerose indagini idrologiche nell'ambito dell'arco alpino ed è autore di oltre trenta pubblicazioni relative ai seguenti argomenti: statica e tecnica delle briglie torrentizie; riassetto idrogeologico dei territori montani; idrologia forestale; simulazione idrologica; gestione delle risorse idriche.

Effetti idrologici dell'attività primaria in montagna

RIASSUNTO

La conservazione dell'ambiente e delle sue capacità di risposta ai disturbi esterni si dimostra fondamentale nei bacini montani, sistemi di equilibrio particolarmente delicato, date le particolari condizioni morfologiche e climatiche che presentano i territori di altitudine.

Fondamentale in questo contesto resta la presenza del bosco, sul cui ruolo di protezione idrogeologica si è peraltro creata una sufficiente sensibilizzazione. Non sempre però esistono a tal proposito informazioni precise: in particolare manca nel nostro Paese una disponibilità di dati quantitativi a causa di una carente sperimentazione.

Scopo di questo studio è appunto quello di puntualizzare, in base ad una revisione del materiale oggi disponibile a livello mondiale, le attuali conoscenze sulle conseguenze delle attività selvicolturali ed agropastorali in montagna, e di diffondere una adeguata informazione.

Si è poi dedicato un paragrafo alla trattazione degli effetti idrologici conseguenti agli incendi, dato l'interesse che questo argomento viene ad assumere per la selvicoltura nazionale.

SUMMARY

Conservation of the environment and its ability to respond to external disturbances are well shown in the mountain basins where particularly delicate systems of equilibrium are found, due to the particular morphological and climatic conditions of high altitude territories.

The presence of woodland in such areas is known to be fundamental for hydrological protection. However, precise information is not always available: in this country, because of insufficient experimentation, quantitative data is not available.

The aim of this study is to point out, by reviewing the world wide material available, the present state of knowledge of the consequences of mountain silviculture and pastoral agriculture, and to diffuse adequate information.

A paragraph also deals with the hydrological effects caused by forest fires, because this is of national silvicultural importance.

1. - INTRODUZIONE

I bacini montani, date le particolari condizioni morfologiche, litologiche e climatiche che caratterizzano i territori di altitudine, sono sistemi di delicato equilibrio.

In tali situazioni la conservazione dell'ambiente e delle sue capacità di risposta alle diverse forme di disturbo esterno resta problema di fondamentale importanza; particolarmente preziosa in questo senso si dimostra la presenza del bosco, che conferisce ai versanti quelle particolari condizioni di stabilità che solo i sistemi in fase di «climax» possono garantire.

In questo contesto da sempre si inserisce l'attività del forestale, chiamato quotidianamente alla risoluzione di problematiche così complesse.

Altra forma d'uso del territorio tipicamente inquadrabile in questi ambienti è l'attività pastorale, a favore della quale fin dagli scorsi secoli l'uomo ha conquistato ampi spazi sulle montagne.

Oggi non si ignora l'esistenza di problemi connessi all'uso indiscriminato del suolo, e alle sue conseguenze sui parametri idrologici. Anzi, sulla funzione idrogeologica della foresta si insiste molto, e si è creata una sufficiente sensibilizzazione.

Non sempre però esistono a tal proposito informazioni precise; in particolare si può lamentare nel nostro Paese una carente sperimentazione e di conseguenza la mancanza di dati quantitativi disponibili.

Scopo di questo studio, che prende avvio da una revisione del materiale oggi disponibile sull'argomento a livello mondiale, è appunto quello di puntualizzare le attuali conoscenze, e di fornire e diffondere una adeguata informazione.

Si è voluto poi dedicare un paragrafo alla trattazione degli effetti idrologici conseguenti agli incendi, dato l'interesse che questo argomento viene ad assumere per la selvicoltura nazionale.

Non si sono invece volute esaminare in

questo scritto le conseguenze di natura idrologica che provengono da altri tipi di attività dell'uomo in montagna, sicuramente di maggior impatto rispetto a quelle qui considerate. Ci si riferisce, evidentemente, a quella serie di interventi del tutto irreversibili, quali la realizzazione di centri turistici e residenziali, la costruzione di infrastrutture, lo sfruttamento delle risorse del sottosuolo; di questi si rimanda la rassegna ad una prossima specifica trattazione.

2. RUOLO IDROLOGICO DELLA FORESTA

Il significato della presenza di una copertura vegetale in un bacino idrografico è argomento su cui si è molto insistito e discusso.

Non è questa la sede per parlarne in dettaglio, ma si cercherà di puntualizzare i principi di base, fondamentali per la comprensione dei fenomeni idrologici implicati.

Il ruolo ecologico della copertura verde (foresta o macchia o prateria che sia) e, più precisamente, il contributo benefico apportato al territorio, è così ben espresso da *Pierce e Keller* (1980): 1) essa assorbe, trasforma, immagazzina e restituisce energia; 2) costituisce un mezzo per il movimento e gli scambi dell'acqua; 3) mette in circolo ed accumula elementi nutritivi; 4) protegge il suolo dall'erosione; 5) crea un ambiente adatto ad altre forme di vita.

Da un punto di vista più strettamente idrologico, alla presenza del bosco sui versanti di un bacino è riconosciuta una notevole efficienza: 1) nell'attutire i valori estremi dei deflussi; 2) nel diluire nel tempo gli idrogrammi di piena; 3) nel mantenere ad elevati livelli la qualità dell'acqua.

I meccanismi fondamentali che consentono tal tipo di risposte, sempre desiderabili ai fini della salvaguardia dell'ambiente, si possono così spiegare:

— la foresta «consuma» una notevole quantità d'acqua che si trasformerebbe altrimenti in deflusso;

— la foresta è generalmente legata a suoli di buona qualità caratterizzati da elevate infiltrabilità e capacità di immagazzinamento idrico;

— la foresta protegge il suolo dai fenomeni erosivi.

Il bosco sottrae acqua ai deflussi grazie ai processi di intercettazione e di evapotraspirazione.

L'intercettazione dell'acqua da parte delle chiome, quantitativamente variabile con il tipo e la densità della vegetazione, e limitata dal tipo di evento meteorico, ha un duplice significato: tale processo infatti non solo permette la riduzione dei volumi di deflusso, nella misura in cui parte della pioggia «catturata» è soggetta a più o meno rapida evaporazione, ma influisce anche sul suo sfasamento temporale; ciò che non evapora, infatti, è ceduto comunque al suolo con un certo ritardo, sia che goccioli dalle foglie, sia che scorra lungo rami e tronchi (*Megahan*, 1979).

Di entità ben più considerevoli sono le quantità d'acqua perdute per evapotraspirazione, in modo più o meno spinto a seconda dell'efficienza della «pompa» costituita dal manto vegetale, e quindi dalla densità e dalla vitalità di questo, e dal periodo dell'anno, che decide dei bilanci energetici e del grado di attività biologica.

La precoce restituzione di acqua all'atmosfera si risolve così direttamente in corrispondente diminuzione dei volumi di deflusso; inoltre — fatto assai importante — creando un deficit idrico nel terreno, lo rende pronto a ricevere ed immagazzinare nuovamente notevole parte degli apporti idrici delle piogge successive, che eviteranno così di convertirsi in deflussi diretti, in particolare in scorrimento superficiale, ma verranno invece ceduti al collettore in modo più «diluito» nel tempo, come deflusso di base.

È evidente che la capacità di immagazzinamento idrico del suolo resta un fattore fondamentale — a livello di versante — nel

guidare le risposte dell'intero bacino agli eventi di pioggia.

Una tale regimazione dei deflussi vuol dire anche mancata lisciviazione, e quindi perdita di elementi nutritivi, inevitabilmente associate al manifestarsi di scorrimenti superficiali, mentre nel caso di evapotraspirazione si hanno unicamente perdite di acqua (*Pierce e Keller*, 1980).

Si aggiunga poi il fatto che il suolo di una foresta matura, ricco di humus e di sostanza organica, biologicamente attivo e chimicamente dinamico, presenta in genere una corretta struttura ed un'equilibrata porosità, che consentono elevati valori di infiltrabilità e, nello stesso tempo aumentate possibilità di immagazzinamento d'acqua, grazie anche alla potenza del profilo idrologicamente attivo, sondato in profondità dagli apparati radicali.

La presenza di aggregati organici e minerali, che garantisce la buona struttura e quindi i corretti rapporti tra suolo e acqua, è responsabile ancora sia di una equilibrata coesione tra le particelle, che si oppone al loro distacco e all'asportazione da parte dell'acqua sia di una notevole capacità di adsorbimento chimico, che impedisce l'eccessiva lisciviazione degli elementi nutritivi.

Per di più, si esplicano azioni di carattere meccanico da parte di chiome, erbe e lettiere che proteggono il terreno dal primo impatto erosivo delle gocce di pioggia, e da parte di cotica erbosa e radici che «legano» e trattengono le particelle opponendosi alle diverse forze fisiche — vento, acqua, gravità — che tenderebbero a disperderle.

Da ciò è facilmente comprensibile come la presenza del bosco indisturbato sia generalmente associata, in condizioni geologiche e meteorologiche normali, a tassi trascurabili di erosione superficiale.

I fenomeni di erosione profonda, o erosione di massa, sono più complessi, e nella generalità dei casi non è sufficiente un singolo fattore a spiegarne l'origine.

In diverse occasioni, comunque, ancora una volta la presenza della copertura verde

influisce come elemento stabilizzante, grazie a due meccanismi fondamentali: primo, l'azione ancorante delle radici, che può dimostrarsi efficiente fino in profondità, tratteneendo le masse di terreno e «assicurandole» alle porzioni rocciose stabili del pendio; secondo, il controllo dell'acqua nel suolo, a seguito dei già esaminati processi di intercettazione e soprattutto di evapotraspirazione, e quindi alleggerimento di questo e diminuita pressione dei pori, elementi che possono mantenere inalterata la resistenza al taglio delle terre, nonostante il sovraccarico del soprassuolo (Rice, 1977).

3. EFFETTI CONSEGUENTI ALLA SOLA UTILIZZAZIONE DELLA COPERTURA VEGETALE

Numerosi sono gli studi sperimentali compiuti ai fini di determinare come e quanto varino i parametri idrologici di un bacino in seguito all'eliminazione o comunque all'alterazione della copertura vegetale.

Non sempre però è facile distinguere l'effetto della sola asportazione del manto vegetale dalle conseguenze delle pratiche associate al taglio (quali sistemi di esbosco, costruzione di strade e di piazzole, uso di macchine, ecc.).

Rimandando al paragrafo successivo la trattazione di queste conseguenze, si intende in questo paragrafo illustrare alcune ricerche effettuate in modo da tenere distinte il più possibile le diverse risposte.

L'effetto primo, e il più evidente, del taglio del bosco è l'aumentata disponibilità idrica per il bacino, sia che la si voglia esprimere in termini di acqua presente nel terreno, sia che la si veda riflessa nei valori di portata del collettore.

La risposta tipica consiste in un aumento dei deflussi, come riportato in tab. I.

In generale (Hibbert, 1967), la resa idrica aumenta proporzionalmente alla percentuale di copertura eliminata.

Il fenomeno è facilmente comprensibile, una volta individuati i processi implicati,

TAB. I - Incrementi annui di resa idrica registrati nei Bacini Forestali Sperimentali negli Stati Uniti Occidentali.

Località	Trattamento	Precipitazione media (mm)	Deflusso medio prima del trattamento (mm)	Tipo di soprassuolo	Incremento %
Wagon Wheel Gap, Colorado	100% taglio raso	536	157	Pseudotsuga menziesii Picea Engelmanni	22
Fool Creek, Fraser, Colorado	40% taglio raso a strisce	762	283	Pinus contorta Picea Engelmanni Abies lasiocarpa	25
H.J. Andrews, Oregon: Bacino 1	100% taglio raso progressivo	2388	1376	Pseudotsuga menziesii	34 ⁽¹⁾
Bacino 3	33% taglio raso a gruppi	2388	1339	Pseudotsuga menziesii	13
Beaver Creek, Arizona: (2) Bacino 12	100% taglio raso	635	153	Pinus ponderosa	34
Bacino 9	32% taglio raso a strisce	635	170	Pinus ponderosa	16

(1) Valore approssimato

(2) Solo deflusso invernale

come già esaminato nel paragrafo precedente.

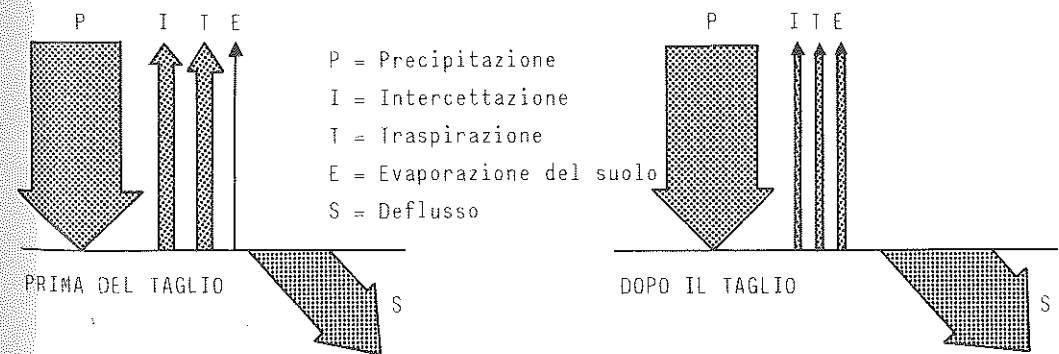
In fig. 1 è schematizzata la variazione di alcuni processi idrologici in seguito al taglio.

A parità di piogge, diminuendo notevolmente intercettazione e traspirazione aumenta di conseguenza l'acqua disponibile per il deflusso, nonostante un incremento poco influente dell'evaporazione degli strati superficiali del suolo per il venir meno dell'ombreggiamento.

La prima conseguenza misurabile — limitatamente al periodo vegetativo — riguarda il contenuto d'acqua nel suolo.

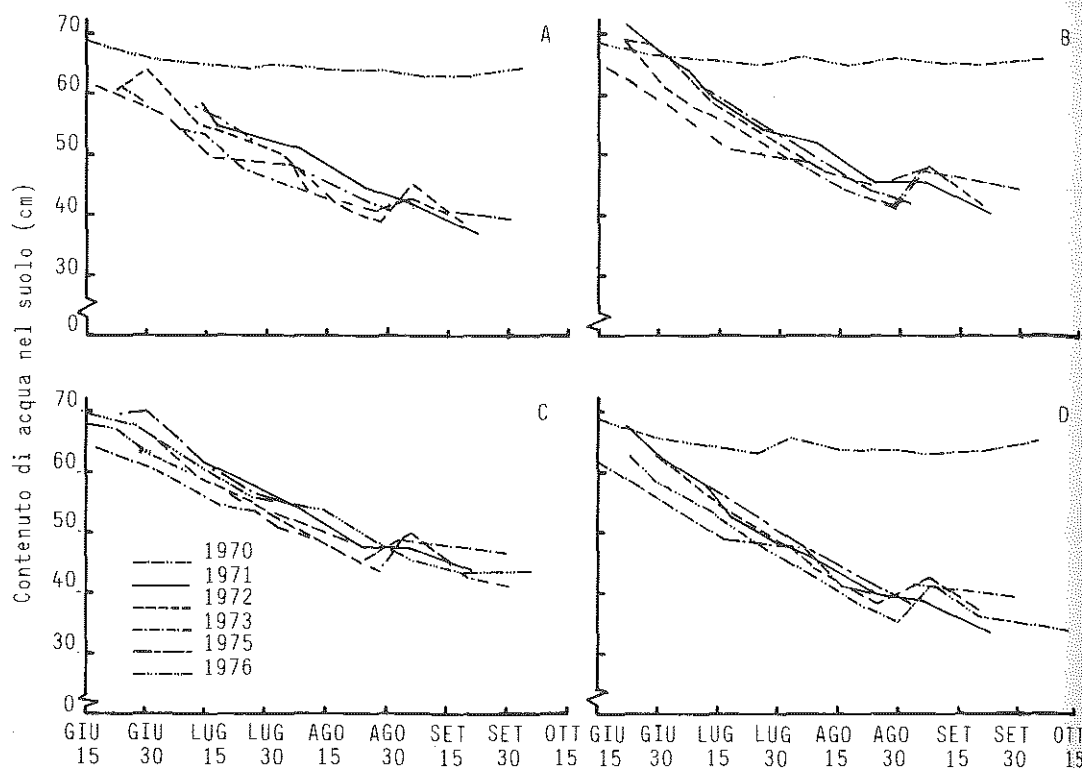
In un'area di pioppo tremulo tagliato a

FIGURA 1



Variazione dei componenti del ciclo idrologico in una foresta prima e dopo il taglio.

FIGURA 2



Andamento stagionale del contenuto idrico in quattro parcelle a bosco (*Picea engelmanni*, *Abies lasiocarpa*). Nel 1976 si è operato il taglio raso ad eccezione della parcella di controllo C. È evidente la mancata perdita di acqua per traspirazione dai suoli delle tre parcelle esboscate (da HART e LOMAS, 1979).

raso nell'Utah, *Johnston* (1970) misurava 15 cm di acqua in più disponibile nel suolo, in seguito al mancato prelievo radicale. Da 4 a 13 cm diminuivano le sottrazioni idriche al terreno dopo il taglio di *Pinus contorta* nello Wyoming (*Johnston*, 1975); *Deitrich e Meiman* (1974) per lo stesso pino tagliato a buche in Colorado, parlano di 13 cm.

Hart e Lomas (1979), dopo l'utilizzazione con taglio raso di formazioni di quote più elevate (*Abies lasiocarpa* e *Picea engelmanni*) nell'Utah settentrionale, misurano aumenti di acqua nel suolo addirittura di 20-25 cm. (fig. 2).

Parimenti significative sono le variazioni in termini di portata. Per poter studiare il

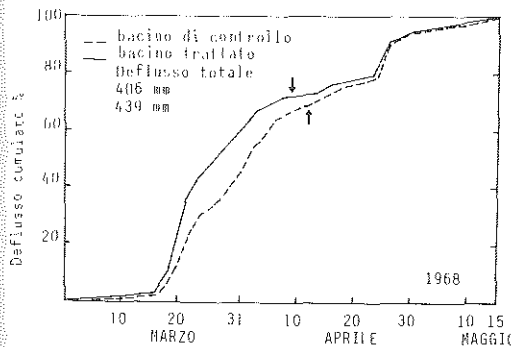
solo effetto della privazione della vegetazione e perché questo non andasse confuso invece con quelli collaterali degli interventi di esbosco, si è proceduto presso l'Hubbard Brook Experimental Forest, in New England, al taglio raso di 15.6 ha di bosco di latifoglie senza procedere all'asporto del legname né ricorrere all'uso di macchine, e intervenendo invece con erbicidi negli anni successivi per impedire il rinverdimento (*Hornbeck et al.* 1970; *Pierce et al.* 1970).

Si misurarono incrementi di portata da 240 fino a 346 mm per anno idrologico, dove gli aumenti più vistosi si ebbero, come è facilmente immaginabile, durante il periodo vegetativo (che registrò il primo anno valori

superiori del 344%) quando anche i picchi di piena venivano sensibilmente accresciuti (fino al 300%).

Altra notevole variazione rivelata da questa esperienza fu l'anticipo dei deflussi primaverili di disgelo (*Hornbeck, Pierce*, 1969) dovuto al precoce scioglimento delle nevi, esposte direttamente alla radiazione solare, pur senza aumentare i volumi complessivi di portata primaverile (fig. 3).

FIGURA 3



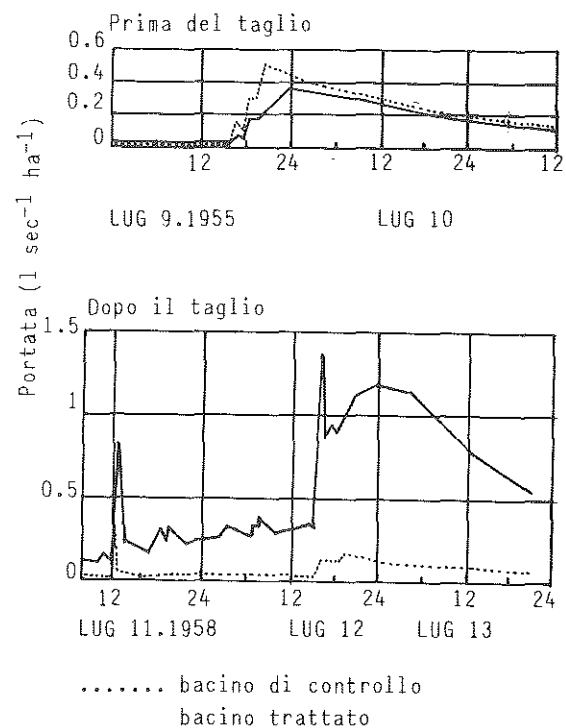
Deflussi cumulati da fusione nel 1968 (Hubbard Brook Experimental Forest, New England). Le frecce indicano la data di ultimazione del disgelo (da HORNBECK e PIERCE, 1969).

Lo stesso è stato evidenziato nel sopracitato studio di *Hart e Lomas* ('79) che segnalano però deflussi di disgelo non solo anticipati ma anche accresciuti, in seguito ad accumuli di neve più elevati nelle tagliate. Può in effetti essere questa un'altra conseguenza del taglio, che non va trascurata in certe situazioni, laddove si temano in modo particolare le piene primaverili.

In via generale, dunque, il venir meno della mediazione della vegetazione ha come conseguenza un'amplificazione degli idrogrammi di piena, che registrano valori maggiori e picchi più levati e più impennati. (fig. 4).

Il fenomeno inverso si ha in caso di rinverdimento dei versanti: gli idrogrammi si

FIGURA 4



Esempi di idrogrammi di piena prima e dopo il taglio, confrontati con gli idrogrammi del bacino di controllo (West Virginia). (da REINHART et al., 1963).

appiattiscono, si abbassano i picchi di piena, si allungano i tempi di risposta degli afflussi meteorici.

Significativi sono i risultati ottenuti a questo proposito in un ventennio di osservazioni presso il piccolo bacino di Pine Tree Branch, nel Tennessee occidentale. Nei tre quinquenni che seguirono un massiccio intervento di rimboscimento, le portate di piena andarono rispettivamente riducendosi del 47%, dell'83% e del 93%. Quanto alla temporizzazione dell'evento, se prima dell'intervento di riforestazione ad un'ora dall'inizio del deflusso diretto era già confluito alla sezione di misura il 94% dell'intero volume d'acqua, dopo il recupero

Tab. II - Effetto del rimboschimento sulla distribuzione nel tempo del deflusso superficiale. Stagione estiva.

Tempo dall'inizio del deflusso (ore)	Aliquota del deflusso superficiale totale transitato nella sezione di misura (%)	
	prima del rimboschimento (1941-45)	dopo il rimboschimento (1954-60)
0.1	6	0.1
0.2	27	0.5
0.5	76	4
0.7	87	9
1.0	94	18
1.5	97	32
2.0	98	42
3.0	99	56
5.0		70
10.0		84
20.0		94

del manto vegetale nella prima ora era transitato soltanto il 18% (Tab. II) (*Tennessee Valley Authority*, 1962).

Variazioni nei tassi di evapotraspirazione sono responsabili anche delle diverse risposte in termini di volume di deflusso che conseguono interventi di sostituzione delle specie vegetali (Tab. III).

Facile da comprendere è l'aumento dei deflussi che segue la conversione da foresta a prato, e viceversa la diminuzione di portata provocata dal rimboschimento di coltivi e praterie: il bosco infatti, grazie alla maggior superficie evapotraspirante, e grazie alla ben superiore potenza della rizosfera, consuma molta più acqua della vegetazione erbacea. Lo stesso motivo spiega l'aumento dei deflussi dopo la trasformazione in prato della macchia.

Il contenimento delle portate che accompagnò la conversione a pineta dell'originale bosco di latifoglie può attribuirsi ancora ad un maggior consumo di acqua per evapotra-

spirazione da parte del pino, sia per il più prolungato periodo di attività vegetativa di questo, sia forse per il colore più scuro delle foglie, che si accompagna più bassi coefficienti di albedo, e può essere inoltre motivato da perdite per intercettazione più elevate, in quanto estese anche al periodo invernale (*Swank e Douglass*, 1974).

Molto significative risultano le esperienze condotte presso i bacini sperimentali di Workman Creek, nell'Arizona centrale, in quanto esaminano contemporaneamente le conseguenze di interventi di tipo diverso sulla vegetazione (*Rich e Gottfried*, 1976). L'attendibilità dei risultati è assicurata dalle rigorose metodologie statistiche cui vengono sottoposti i dati sperimentali.

Dei tre piccoli bacini oggetto di studio, caratterizzati da una copertura dominante di conifere, uno — Middle Fork — viene mantenuto inalterato come controllo, due — North Fork e South Fork — sono invece sottoposti a trattamento, imponendo al pri-

mo una graduale conversione da bosco a prato, al secondo invece un progressivo diradamento con l'obiettivo di sostituire alla vegetazione presente formazioni pure di *Pinus ponderosa*.

Nel bacino North Fork si è così operata una conversione delle zone più umide di foresta a prato per una superficie di 32 ha (NFI) seguita dalla conversione delle zone più asciutte di foresta a prato per una superficie di 40.5 ha (NFII). I due trattamenti sono stati preceduti dall'eliminazione della vegetazione di ripa.

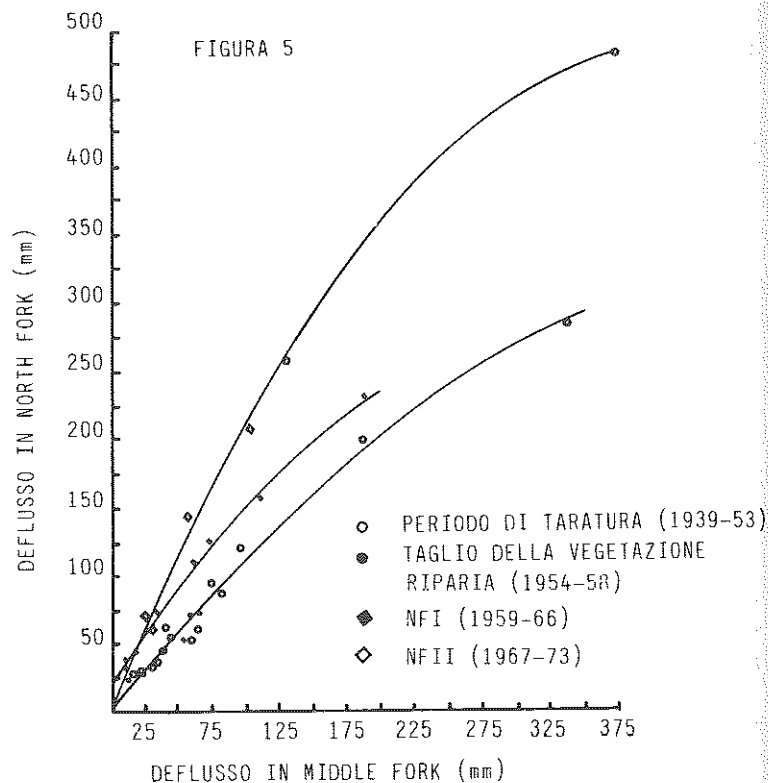
Nel bacino South Fork si è eseguito un taglio selettivo per piede d'albero, eliminando il 46% del legno commerciabile (SFI); quindi si è proceduto all'apertura definitiva del bosco riducendo l'area basimetrica da 27.1 m²/ha a 9.2 m²/ha; a ciò è seguito un successivo reimpianto non ben riuscito di *Pinus ponderosa*.

Il primo bacino non mostra di risentire del taglio dei soli alberi di riva, mentre l'a-

Tab. III - Variazioni di resa idrica in seguito sostituzione della copertura vegetale.

Tipo di conversione	Località	Precipitazione media (mm)	Deflusso medio (mm)	Risposta in resa idrica annua
Foresta di latifoglie in prateria	North Carolina, USA	1850	840	Alla copertura erbosa consegue una resa idrica uguale alla precedente foresta fintantoché il prato si mantiene vigoroso, ma declinandone il vigore il deflusso aumenta di 27 mm rispetto alla copertura a bosco
Sterpaglia in pascolo	Arizona, USA	480		
Coltivi abbandonati e praterie in foresta	New York, USA	1150	640	il deflusso diminuisce di 25 mm
Latifoglie in conifere	North Carolina, USA	1930	686	il deflusso diminuisce di 200 mm dopo 15 anni

Curve di regressione dei deflussi annui prima e dopo i trattamenti nel bacino North Fork, riferite ai corrispondenti valori di deflusso nel bacino di controllo (Middle Fork) (da RICH e GOTTFRIED, 1976).



zione combinata dei due trattamenti indicati con NFI e NFII, che portano alla pressoché completa sostituzione del bosco con prato, provoca un incremento dei deflussi dell'84% (figg. 5 e 6). In termini di coefficiente di deflusso — che esprime la frazione di pioggia convertita in portata — si hanno incrementi dell'82%.

South Fork risente solo leggermente del primo diradamento, accusando incrementi di portata attorno al 7%. Molto più intenso è l'impatto del secondo taglio, che provoca incrementi attorno al 111% (figg. 7 e 8), con coefficienti di deflusso accresciuti del 100%.

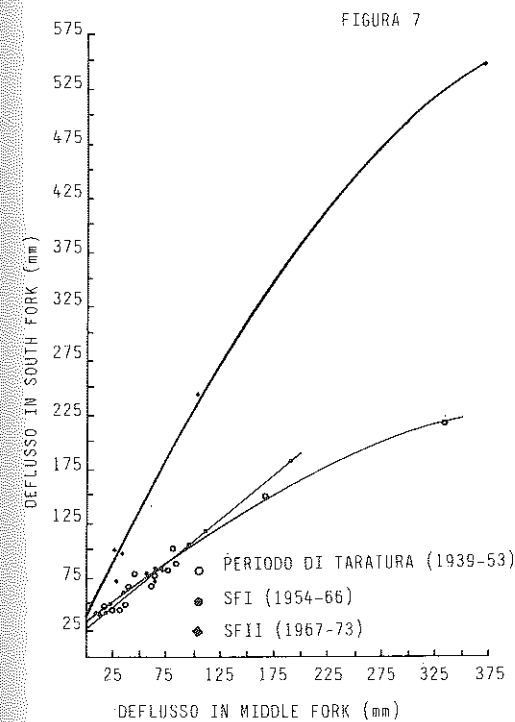
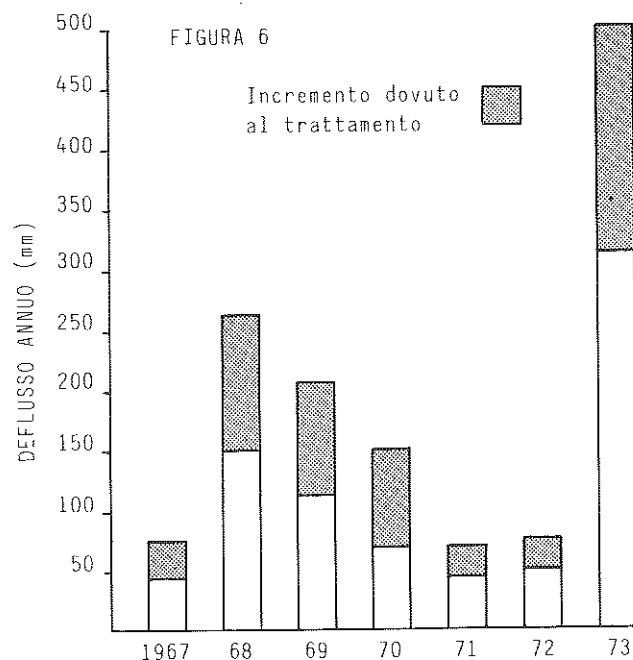
La fig. 9 riassume i risultati dei diversi interventi nei due bacini, confrontando come

viene modificata in seguito a questi la relazione afflussi - deflussi, rispetto alle condizioni indisturbate.

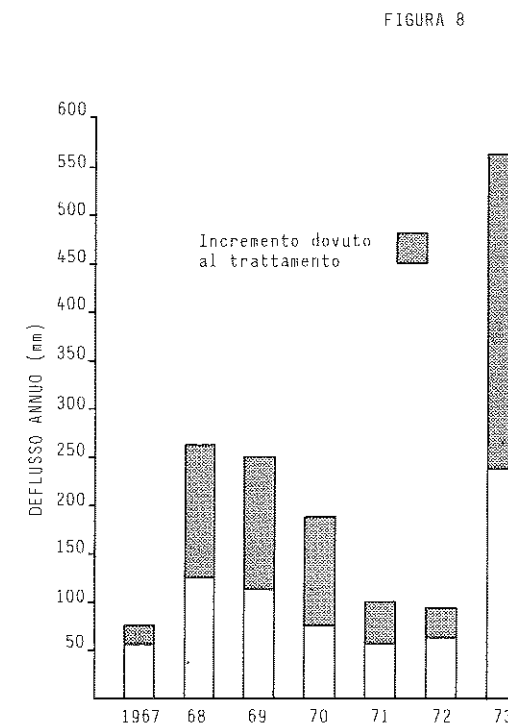
Le conclusioni essenziali che si possono trarre da questo tipo di esperimento — particolarmente significativo per la completezza dei risultati ottenuti — sono le seguenti:

- 1) le modificazioni dei tassi di evapotraspirazione che conseguono l'eliminazione o la sostituzione della copertura vegetale, si risolvono in sensibili variazioni nei valori dei deflussi;
- 2) questo tipo di risposta è più o meno avvertibile in dipendenza della percentuale di vegetazione coinvolta.

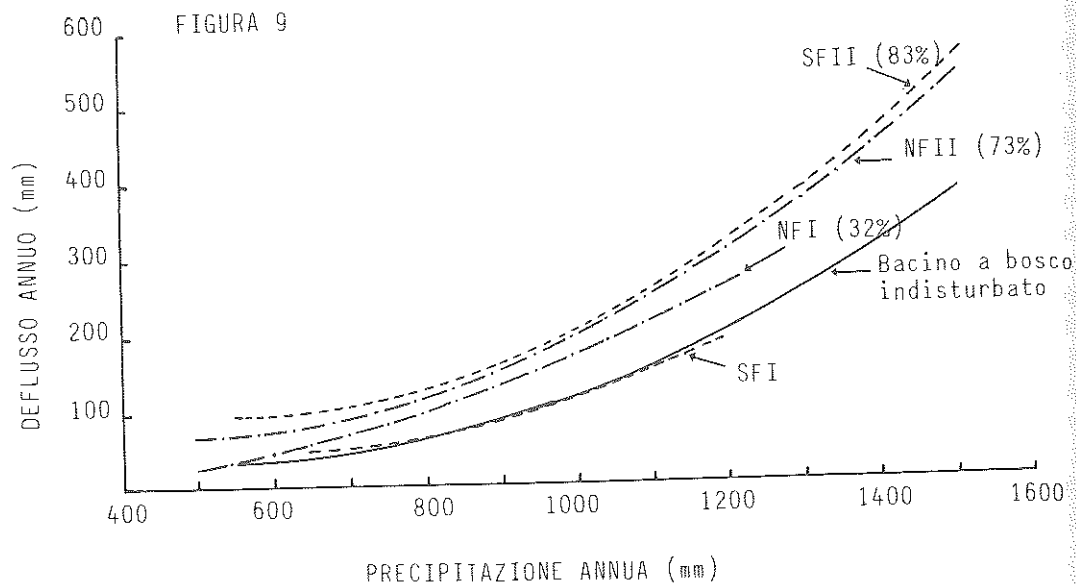
Differenze tra resa idrica osservata a seguito dei trattamenti nel bacino North Fork e resa idrica prevista sulla base delle condizioni di taratura (da RICH e GOTTFRIED, l.c.).



Curve di regressione dei deflussi annui prima e dopo i trattamenti nel bacino South Fork, riferite ai corrispondenti valori di deflusso nel bacino di controllo (Middle Fork), (da RICH e GOTTFRIED, l.c.).



Differenze tra resa idrica osservata a seguito dei trattamenti nel bacino South Fork, e resa idrica prevista sulla base delle condizioni di taratura (da RICH e GOTTFRIED, l.c.).



Curve afflussi-deflussi per i diversi trattamenti nei due bacini South Fork e North Fork confrontati con l'analogia curva del bacino indisturbato. I valori entro parentesi indicano le percentuali di area del bacino sottoposte al taglio (da RICH e GOTTFRIED, l.c.).

Nei riguardi dell'azione antierosiva la copertura verde resta fondamentale elemento di protezione del suolo, tant'è vero che uno dei sistemi più efficaci contro i fenomeni erosivi è proprio il rinverdimento.

Si tenga tuttavia presente che la causa prima della produzione di sedimento per erosione superficiale che accompagna a breve termine le utilizzazioni forestali non è tanto il taglio degli alberi di per sé, quanto il disturbo al suolo apportato dalle operazioni di esbosco e dalla relativa costruzione di strade.

Diversi sono invece gli effetti nei confronti dell'erosione di massa, in quanto al venir meno dell'effetto ancorante e del prelievo idrico delle radici consegue spesso l'avverarsi di fenomeni franosi.

Infatti, Bishop e Stevens (1964) registrano frane quadruplicate dopo il taglio raso sui pendii della Costiera dell'Alaska.

Swanston (1969) segnala che il decadimento dell'efficienza radicale si manifesta

soprattutto 4-5 anni dopo il taglio.

Esperienze simili si sono fatte anche in Giappone, dove Fujiwara (1970) osserva che gli eventi di frana, in leggero aumento dopo 3 anni, possono anche decuplicarsi 5-8 anni dopo l'utilizzazione delle aree forestali.

Analoghi risultati rilevati da altri Autori in seguito alla distruzione della vegetazione da parte del fuoco saranno ricordati a proposito delle conseguenze degli incendi.

Rothacher e Glazebrook (1968) studiando gli effetti di due gravi eventi di pioggia che misero a dura prova tra il dicembre 1964 e il gennaio 1965 gli Stati di Washington e di Oregon, ebbero modo di segnalare l'avverarsi di fenomeni erosivi palesemente legati al solo taglio della vegetazione e non alla presenza di strade, mentre nessuna frana si era manifestata nelle aree contigue, dove la vegetazione era stata lasciata intatta.

Interessante risulta lo studio della eliminazione della copertura vegetale nei riguar-

di della perdita di elementi nutritivi.

L'accelerata mineralizzazione che può conseguire alla messa a nudo del terreno, e contemporaneamente la mancata assunzione radicale — meccanismo fondamentale di «trattenuta» degli elementi della fertilità all'interno dell'ecosistema — l'asportazione da parte dell'acqua di scorrimento superficiale, l'aumento generale dei deflussi e il conseguente pericolo di lisciviazione, sono tutti fattori che rischiano di compromettere la potenziale produttività del suolo.

Il problema normalmente viene aggravato quando la vegetazione stenta a riaffermarsi (Pierce e Keller '80), lasciando esposto il terreno nudo per più anni consecutivi.

Comunque, dai risultati sperimentali ottenuti da diversi autori in proposito (Likens et al, 1970; Brown et al, 1973; De Byle e Packer, 1972; Fredriksen et al, 1973; Sopper, 1975) sembrerebbe di poter concludere che le perdite idrologiche di elementi chimici del suolo — seppur sempre accompagnano l'allontanamento della vegetazione — nella maggior parte dei casi non sono tuttavia di entità tale da compromettere la fertilità della stazione.

Anche un recente studio (Brozka et al, 1982) condotto nell'Illinois meridionale, su suoli superficiali, facilmente erodibili, di per sé tendenzialmente sterili, concorda con le esperienze precedenti nonostante le conseguenze del taglio fossero particolarmente temute.

4. RISPOSTE IDROLOGICHE CONSEGUENTI AGLI INTERVENTI FORESTALI

4.1 Tipologia degli effetti

Quando interventi forestali vadano ad interessare i versanti di un bacino idrologico, le risposte con cui esso reagirà al disturbo sono facilmente immaginabili.

In via generale, infatti, un'operazione di utilizzo di lotti boschivi prevede:

- la costruzione di strade forestali di accesso,
- il taglio del bosco,
- l'esbosco del materiale legnoso fino alle strade e alle piazzole di allestimento.

Per quanto concerne la privazione del manto vegetale, le conseguenze sono già state esaminate nel paragrafo precedente.

Le pratiche di esbosco e di allestimento a loro volta arrecano al suolo una serie di disturbi, a seguito del calpestio, dell'uso di macchine, dello strascico dei tronchi, dell'eliminazione dei residui di taglio.

Infine le strade forestali, rappresentano:

- una via preferenziale di scorrimento delle acque, con conseguente convogliamento ed accelerazione dei deflussi superficiali;

- una sensibile fonte di materiale incoerente (sede e scarpate non stabilizzate), facilmente trasportabile dalle acque di ruscellamento;

- un luogo critico di predisposizione a fenomeni di cedimento, dato il precario equilibrio delle masse di sterro e di riporto.

Gli effetti prevedibili dell'intervento del forestale sui versanti, saranno quindi da ricercarsi nella modificazione dei valori di portata, negli incrementi dei tassi di erosione e nell'aumento degli eventi di frana.

4.2 Effetti sui deflussi

Il taglio del bosco è generalmente accompagnato da un sensibile incremento dei deflussi.

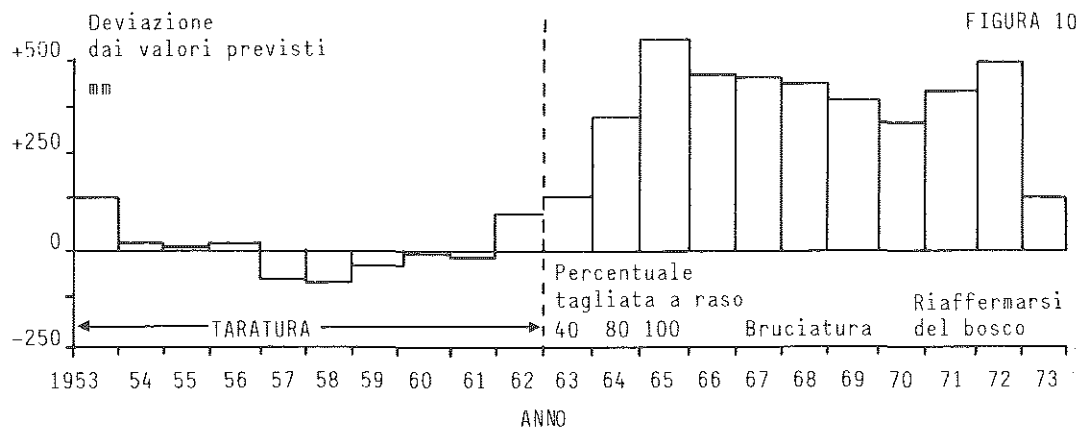
Infatti l'eliminazione della copertura comporta il sacrificio della sua azione regolante sulle acque, che nel caso di vegetazione indisturbata si risolve in idrogrammi di piena diluiti nel tempo; al taglio del bosco consegue una accentuazione e un'anticipazione dei picchi.

Contemporaneamente, l'effetto forse più vistoso è la generale tendenza all'aumento dei volumi di deflusso: aumentano le rese idriche annue, aumentano soprattutto le re-

se stagionali (estivo-autunnali), con relativa diminuzione del numero di giorni di magra.

Tutto ciò si manifesta, come già detto, perché viene a mancare la perdita per evapotraspirazione del manto vegetale, e quindi gran parte delle acque di pioggia è disponibile per i deflussi.

L'incremento di resa idrica annua può raggiungere a volte valori sorprendenti. *Harr* (1976) per località dell'Oregon occidentale, dove le piogge annue raggiungono altezze medie di 250 cm, parla di incrementi anche di 60 cm nei deflussi in seguito a taglio raso (fig. 10).



Incrementi della resa idrica dopo il taglio raso in un bacino dell'H.J. Andrews Experimental Forest, Oregon (da HARR, 1976).

Brozka et al (1982) dopo il taglio raso di formazioni di latifoglie nell'Illinois meridionale trovano rese idriche annue aumentate del 95%.

Ancora, *Likens et al* (1970) riscontrano nell'Hubbard Brook Experimental Forest (New Hampshire), sempre dopo il taglio raso e la soppressione della vegetazione, incrementi di 33 cm.

Patric (1980) riferisce di incrementi di deflusso di 25.3 cm come conseguenza di un taglio raso nella Fernow Parsons, in West Virginia.

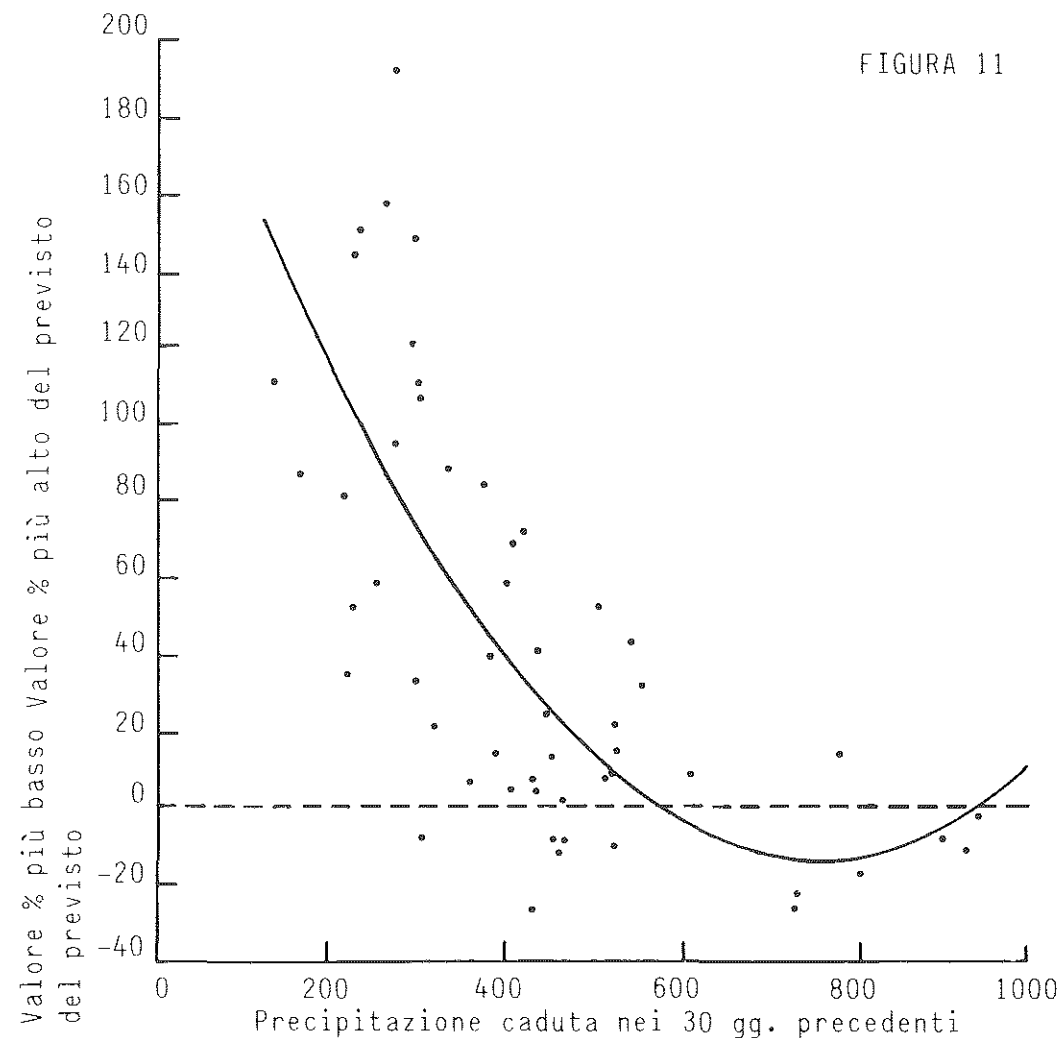
Nella maggior parte dei casi le differenze più notevoli si manifestano per il periodo vegetativo, in corrispondenza del quale prima del taglio gran parte della precipitazione era rapidamente evapotraspirata. Anche al verificarsi delle prime piogge autunnali, si riscontrano differenze sensibili, dal mo-

mento che mentre sotto la foresta le piogge trovavano un suolo asciugato fino in profondità, quindi in grado di riimmagazzinare notevoli quantità di acqua, cadendo dopo l'utilizzazione del bosco su un terreno ancora in parte saturo, le stesse più rapidamente si convertono in deflussi.

Nel caso invece di climi a piovosità essenzialmente invernale, coincidente cioè con il periodo di riposo vegetativo, quando non si registrano differenze significative nel contenuto di acqua tra suoli boscati e suoli nudi, il ruolo della foresta nel contenimento delle portate è quasi trascurabile, e il taglio del bosco di per sé non sembra influenzare in modo determinante il regime idrologico (*Rothacher*, 1973).

Il significato della presenza del bosco va decrescendo al crescere dell'entità dell'evento meteorico, quando ben poco possono

PORTATA AL COLMO



Deviazione in percentuale della portata al colmo osservata rispetto a quella prevista al variare del grado di imbibizione, quantificato come precipitazione caduta nei 30 gg. precedenti (da ROTHACHER, 1973).

le perdite per intercettazione e per traspirazione; così, maggiori sono le quantità di pioggia cadute nei giorni precedenti, meno il bosco è in grado di contenere i deflussi. Appare interessante a questo proposito quanto rappresentato in fig. 11, in cui si vede chiaramente come le differenze manifestatesi nei picchi di piena tra bacini sottoposti o non sottoposti al taglio (espressa come deviazione percentuale dai valori previsti) vanno annullandosi al crescere della

quantità di pioggia accumulata nei giorni precedenti.

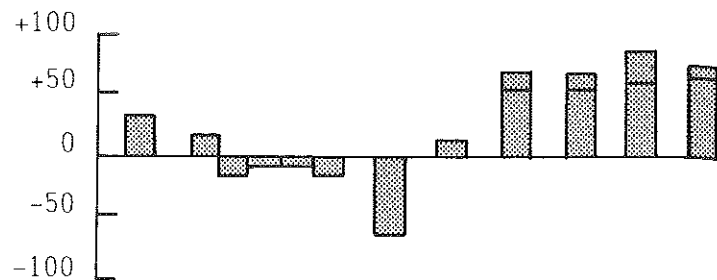
Dal momento che i volumi di deflusso aumentano proporzionalmente alla percentuale di vegetazione coinvolta, è evidente che si avranno conseguenze quantitative differenti dai diversi tipi di trattamento selvicolturale, come in effetti è stato dimostrato.

Un'indagine condotta in 4 piccoli bacini sperimentali dell'Oregon, dei quali uno

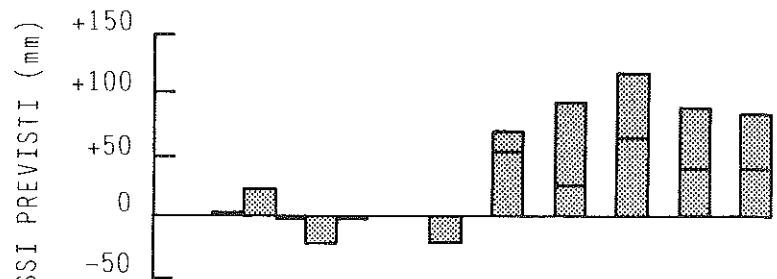
FIGURA 11

FIGURA 12

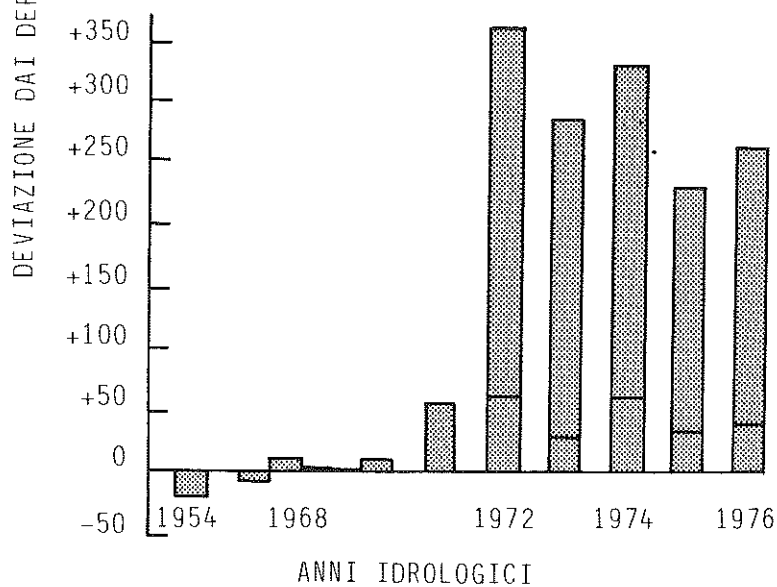
Bacino a tagli successivi



Bacino tagliato a buche



Bacino tagliato a raso



Variazioni nel deflusso annuo dopo il taglio in tre bacini sperimentali dell'Oregon, sottoposti a diverso trattamento selvicolturale (da HARR et al., 1979).

mantenuto indisturbato come controllo e gli altri tre sottoposti ciascuno ad un taglio di tipo diverso — taglio raso uniforme, taglio raso a buche, tagli successivi — rivelò

chiaramente risposte idriche diverse, in relazione alla quantità di legno utilizzato. Infatti, se gli incrementi più notevoli si manifestarono nel bacino tagliato a raso (me-

Deviante dai valori previsti

FIGURA 13

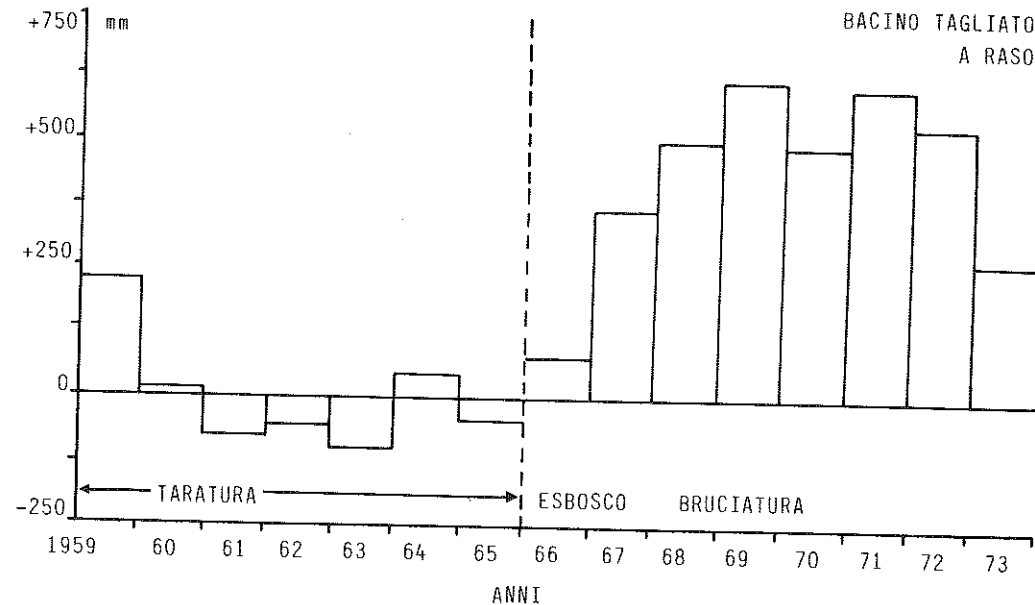
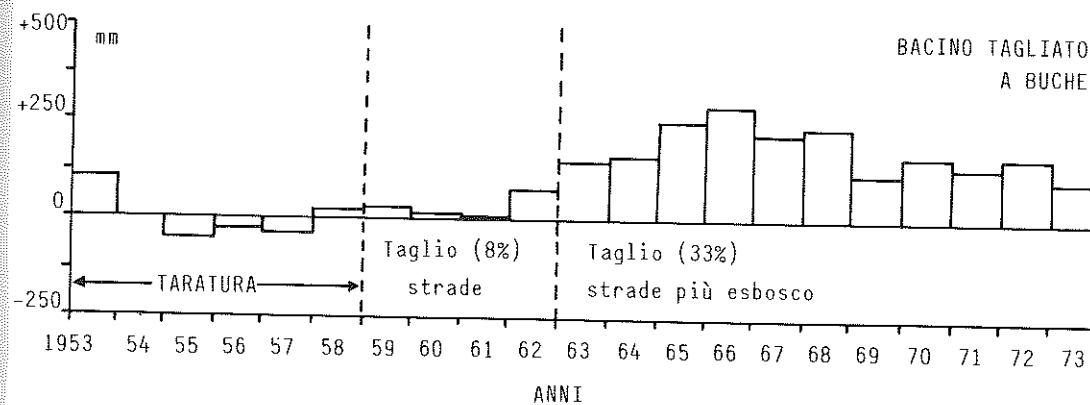


FIGURA 14



Incrementi di resa idrica annua dopo il taglio in due bacini sottoposti a diverso trattamento selvicolturale (Alsea Watershed ed H.J. Andrews Experimental Forest, Oregon) (da HARR, 1976).

dante l'utilizzo di mezzi meccanici d'esbosco), molto più contenuti furono invece quelli conseguenti agli altri due trattamenti, sia in termini di resa annua (fig. 12) sia in

termini di resa stagionale (Harr et al, 1979). Analogo comportamento (fig. 13) presentano due bacini (HJ1 e HJ3) dell'H.J. Andrews Experimental Forest, trattati ri-

spettivamente a taglio raso uniforme e taglio a buche (Harr, 1976).

Così, Reinhart ed Eschner (1962) riportano un'esperienza condotta presso la Fernow Experimental Forest, in West Virginia; si mantenne un bacino come testimone indisturbato, mentre quattro bacini furono interessati rispettivamente da un taglio raso commerciale (senza far uso di particolari cautele nell'esbosco), un taglio a diametro limite, un taglio selettivo pesante, ed un taglio selettivo leggero (cercando contemporaneamente di limitare al massimo i danni al suolo). Le portate annue e stagionali ebbero comportamenti diversi nei quattro casi, con incrementi assai spinti nel primo bacino, gradualmente più ridotti negli altri, fino a quasi trascurabili nel bacino sottoposto al taglio più cauto.

Interessanti furono anche le diverse conseguenze sulle magre estive. Nei bacini più drasticamente utilizzati (taglio raso e diametro limite) i deflussi estivi aumentarono sensibilmente riducendo il numero di giorni di magra, mentre molto più contenute furono le risposte negli altri due bacini.

Si è visto dunque come la conseguenza prima del taglio del bosco sia un incremento dei volumi complessivi di portata, e lo si vede dalle rese annue e stagionali, a causa delle ridotte perdite per evapotraspirazione.

Altro fattore che conduce ad un'accentuazione degli idrogrammi, e che è sempre legato al mancato processo di traspirazione, è la più rapida conversione delle piogge in deflusso diretto, a volte in deflusso superficiale, a causa delle ridotte capacità di immagazzinamento idrico del suolo.

Questo fenomeno è ulteriormente aggravato dal disturbo apportato alla superficie del suolo dalle pratiche di esbosco — per calpestio, uso di macchine, strascico dei tronchi — che ne riducono notevolmente l'infiltrabilità⁽¹⁾, e soprattutto dalla costruzione di strade. Esse infatti, oltre a costitui-

re superfici parzialmente impermeabili nella foresta, alterano il naturale drenaggio dei versanti, convogliando acque ipodermiche e superficiali e accelerando lo scorrimento.

Una pioggia che vada ad interessare un bosco così disturbato si convertirà in gran parte in deflusso diretto, (quick flow), che per scorrimento superficiale andrà convogliato nei collettori, seguendo vie accelerate.

Questo comportamento si risolve non tanto in un aumento dei volumi di deflusso, quanto in un'accentuazione dell'onda di piena, determinando quella che generalmente è ritenuta la conseguenza più temibile delle pratiche forestali. Infatti, mentre l'effetto del solo taglio va esauendosi più o meno rapidamente a mano a mano che si riafferma la copertura vegetale, l'impatto della presenza delle strade sull'andamento degli idrogrammi tende a conservarsi nel tempo; inoltre, mentre la presenza o l'assenza del bosco è determinante solo sugli eventi meteorici di non eccessiva entità, è presumibile che l'accelerazione dei deflussi dovuta alle strade e al disturbo del suolo intervenga in modo ancor più critico negli eventi di pioggia ad elevato tempo di ritorno, e quindi sui picchi di piena più pericolosi (Harr et al, 1979; Fredriksen, Harr, 1979).

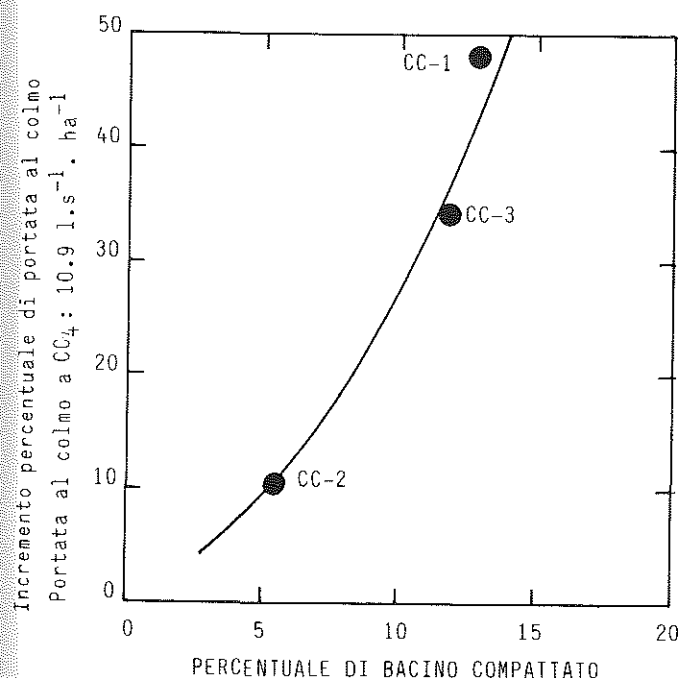
Ad esempio, è stato dimostrato che in bacini interessati da strade per il 12% della superficie totale, i picchi di piena possono aumentare del 25% (Harr et al., 1975). Il che significa, se ci si riferisce ai valori medi di portata per i bacini dell'Oregon Coast Range, che una portata al colmo di 1.7 m³/s/km², cui corrisponde un tempo di ritorno di 25 anni, viene aumentata dalla presenza di strade a 2.13 m³/s/km², valore cui normalmente si associa un tempo di ritorno 90. In altre parole, un evento di piena che in condizioni indisturbate si verificava di media ogni 90 anni, dopo la costruzione delle strade probabilmente si presenterà ogni 25 anni. Per questo, ai fini della progettazione delle infrastrutture idraulico-forestali, gli autori suggeriscono di non tenere tanto conto degli effetti del taglio della vegetazio-

ne, quanto piuttosto della presenza di strade.

Harr et al. (1979), nella già citata esperienza in bacini dell'Oregon, confermano effettivamente che gli incrementi nei picchi di piena sono palesemente correlati alla percentuale di area interessata da compattazione del suolo.

In fig. 15 è espressa chiaramente la relazione tra suolo compattato e incremento percentuale dei picchi di piena. Lo stesso fenomeno è esaminato in fig. 16, dove viene illustrato il diverso scostamento dei valori cumulati delle portate al colmo osservate rispetto ai corrispondenti valori previsti in base alla taratura sul bacino di controllo (CC₄); gli scarti più notevoli si hanno per i bacini più severamente disturbati dall'uso di macchine (CC₁ e CC₃), mentre sono molto più contenuti per il bacino CC₂, dove le pratiche di esbosco hanno causato compattazioni del suolo più modeste.

FIGURA 15



Relazione tra percentuale di bacino compattato e incremento percentuale delle portate al colmo in tre bacini esboscati dell'Oregon (CC₁, CC₂, CC₃), rispetto alle portate al colmo del bacino di controllo (CC₄) (da HARR et al., 1979).

4.3 Effetti sulla produzione di sedimento

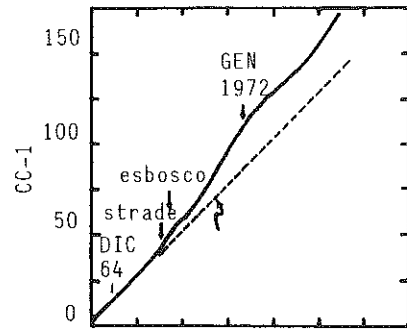
Il calpestio, il passaggio di trattori e cingolati, lo strascico dei tronchi, le pratiche di eliminazione dei residui, tendono a compattare e denudare il suolo, diminuendone l'infiltrabilità e, contemporaneamente, esponendo la frazione minerale incoerente, facilmente asportata dalle acque di scorrimento superficiale.

In maniera più consistente la costruzione di una strada implica la messa a nudo del terreno, con un vero e proprio rimaneggiamento dei versanti, offrendo all'acqua superfici di terra non stabilizzate dai naturali processi pedologici, e disposte in scarpate a pendenze critiche, dove la sola forza di gravità può essere sufficiente a determinare il rotolamento del materiale sciolto.

Ancor più delle piste di strascico, le strade costituiscono nel bosco superfici impermeabili, dove l'infiltrazione dell'acqua è in

VALORI CUMULATI DI PORTATA AL COLMO 1.s-1, ha-1

FIGURA 16

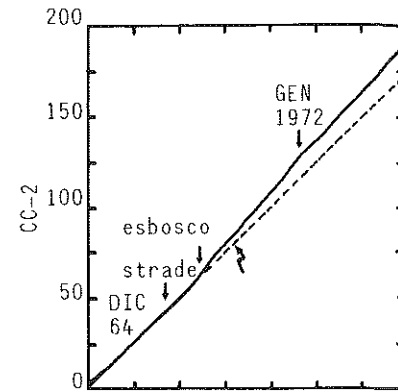


VALORI CUMULATI DELLE PORTATE AL COLMO NEL BACINO DI CONTROLLO (1.s-1, ha-1)

----- valori previsti
 ———— valori osservati

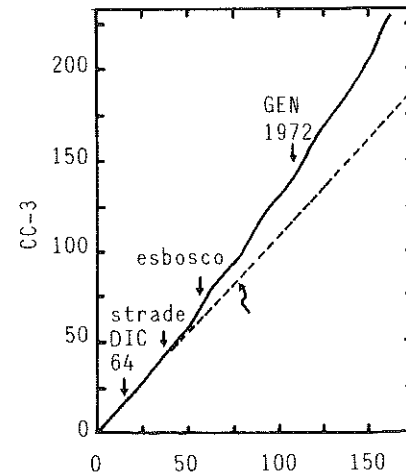
VALORI CUMULATI DELLE PORTATE AL COLMO NEL BACINO DI CONTROLLO (1.s-1, ha-1)

VALORI CUMULATI DI PORTATA AL COLMO 1.s-1, ha-1



VALORI CUMULATI DELLE PORTATE AL COLMO NEL BACINO DI CONTROLLO (1.s-1, ha-1)

VALORI CUMULATI DI PORTATA AL COLMO 1.s-1, ha-1



Analisi doppia-cumulata delle variazioni delle portate al colmo a seguito dell'esbosco nei tre bacini dell'Oregon (da HARR et al., l.c.).

buona parte impedita, e diventano anzi una via preferenziale per i deflussi superficiali e per i deflussi ipodermici intercettati.

L'esposizione del suolo minerale e l'alterazione delle naturali vie di drenaggio del versante sono dunque le cause principali di erosione superficiale («surface erosion»).

La presenza di una strada su un versante, poi, diviene critica anche per il verificarsi di fenomeni erosivi di massa («mass erosion»), quali franamenti delle scarpate stradali o cedimenti di interi pendii, che producono elevatissimi contributi in sedimento.

Nella letteratura scientifica si ritrovano numerose conferme sulla formazione di fenomeni erosivi conseguenti ad interventi forestali.

In uno dei primi studi sull'effetto dell'esbosco sulla produzione di sedimento, condotto presso il Coweeta Hydrologic Laboratory nel North Carolina a partire dal 1946 (Lieberman e Hoover, 1948), si registrarono, dopo operazioni forestali effettuate senza alcuna cautela, torbidità massime di 3500 ppm, quando in un bacino di controllo indisturbato non si misurarono valori superiori alle 80 ppm.

Fredriksen (1965) riporta che il deflusso originato dalla prima precipitazione dopo la costruzione di strade in un bacino di 101 ha nell'H.J. Andrews Experimental Forest, comportò una concentrazione di sedimento nell'acqua del torrente 250 volte superiore alle condizioni precedenti, registrando una torbidità pari a 1780 ppm.

Per la Fernow Experimental Forest, Reinhart ed Eschner (1962) parlano di raggiunte torbidità di 56.000 ppm in un bacino dove l'esbosco non fu né cauto né ben pianificato, mentre un bacino simile con operazioni ben dirette ebbe torbidità massime di sole 25 ppm.

Così, nella Payette National Forest, Idaho centro-meridionale, su terreni facilmente erodibili, se in zone lasciate indisturbate non si verificarono perdite di suolo, in 3 bacini adiacenti interessati da strade si misurarono tassi di erosione di 4343 t/km²,

3117 t/km² e 31 t/km² (Copeland, 1963).

A loro volta, Rice e Wallis (1962), studiando l'effetto delle operazioni forestali sulla qualità dell'acqua a Castle Creek (Nevada, California), misurarono rese in sedimento accresciute da taglio, esbosco, costruzione di strade e piazzole, da valori annui medi di 315 t/km² a 1611 t/km².

I risultati di altre esperienze condotte negli Stati Uniti a proposito della produzione di sedimento causata dalla costruzione e dalla presenza di strade di esbosco sono riassunte in tab. IV.

L'incidenza dell'esbosco sui processi erosivi dipende essenzialmente dal tipo di taglio selvicolturale adottato, dalla quantità di legno asportato, e soprattutto dalle modalità seguite per il trasporto dei tronchi; in sostanza, essa è proporzionale alla percentuale di area rimossa e denudata (Rothacher, 1970).

I dati riportati da Reinhart ed Eschner ('62) a proposito della diversità di risposta al trattamento di taglio (tab. V) evidenzia-

Tab. V - Valori di torbidità misurate in seguito a diversi tipi di taglio in quattro bacini della Fernow Experimental Forest.

Tipo di taglio	Torbidità massima (ppm)
Taglio raso commerciale	56.000
Taglio a diametro limite	5.200
Taglio selettivo pesante	210
Taglio selettivo leggero	25
Bacino di controllo	15

no notevolissime differenze di torbidità tra un taglio raso commerciale e un leggero taglio a scelta. Secondo Megahan (1972) il motivo non sta nella maggior quantità di vegetazione eliminata, quanto piuttosto nella diversa localizzazione o nei diversi criteri di costruzione di strade e piste; nel pri-

Tab. IV - Erosione e sedimentazione da strade di esbosco.

Bacino idrografico	roccia madre	pendenza %	copertura vegetale	tipo di rilevamento	anni di osservazione	quantità media di materiale rimosso dal bacino (t/km ² /anno)	
						naturale	alterato
Deep Creek (Idaho)	granito	70	Pinus ponderosa (Dougl.)	deposito a monte di briglie	6	8,8	396
Alsea (Oregon)	arenaria	20-50	Pseudotsuga menziesii (Franco)	trasporto in sospensione	11	42	94
Lookut Creek (Oregon)	tufi e breccie	55	Pseudotsuga menziesii (Franco)	trasporto in sospensione e sul fondo	2	25,6	56
Bannack Creek (Idaho)	granito	35-55	Pinus ponderosa (Dougl.)	deposito a monte di briglie	4-5	0,0	1,2
Fool Creek (Colorado)	rocce metamorfiche	30	Pinus contorta (Dougl.) Abies lasiocarpa (Nutt.)	deposito a monte di briglie	11-15	4,8(*)	9,9

(*) Valore stimato sulla base degli ultimi anni di osservazione.

mo bacino della tabella V infatti si abbondò con le vie di esbosco e non si usarono particolari cautele per evitare il disturbo al suolo, che invece furono adottate nei bacini successivi.

Del resto, che siano la superficie totale di suolo disturbata e la posizione di strade e piste, e non tanto la quantità di vegetazione asportata, le responsabili della perdita di terreno è confermato anche da quanto riferito da Haupt (1960) e Haupt e Kidd (1965): a parità di legno utilizzato, comporta un maggior denudamento del suolo un taglio per piede d'albero, che coinvolge l'intera area boscata e richiede una più capillare rete di piste, che non un taglio a gruppi, che consente invece di limitare le vie d'accesso e la superficie calpestata (Boise Basin Experimental Forest, Idaho centro-meridionale).

Anche secondo Kidd e Kochenferder (1973) «i dati ottenuti da numerose ricerche hanno dimostrato che l'erosione non è dovuta alla quantità totale di legno tagliato, ma è influenzata dall'attenzione dedicata alle pratiche di esbosco».

Si possono dunque distinguere pratiche di trasporto del legno più o meno dannose; da una parte l'esbosco effettuato per strascico con trazione di macchine, dall'altro l'esbosco con gru o con teleferica, fino ai sistemi più raffinati con elicotteri o palloni aerostati.

Wooldridge (1960) confrontando nello Stato di Washington gli effetti di un esbosco con teleferica rispetto a quello tradizionale di traino dei tronchi con trattori, trovò che il primo aveva disturbato solo l'11%

della superficie, contro il 29,4% del secondo.

Dyrness (1965) per la regione dell'Oregon Cascades, indagando sulla compattazione del suolo provocata dalle utilizzazioni forestali, trovò il 27% dell'area disturbata, dove era stato fatto uso di macchine attrici, solo il 9% delle zone esboscate con gru a cavo.

Klock (1975) distingue sistemi «tradizionali» di esbosco, cioè strascico con trattore e strascico via cavo, e sistemi «avanzati», che comprendono invece l'uso di teleferiche, di palloni aerostati e di elicotteri, o anche l'uso di trattori sul manto nevoso, che in effetti permette di evitare il diretto contatto con la superficie del suolo.

Per il recupero del legname in zone interessate da un grosso incendio sui versanti orientali delle Cascades Mountains, si fece

uso, a scopo dimostrativo, degli uni e degli altri. I risultati di questa e di altre esperienze sono illustrati in fig. 17, in cui è riportata l'area severamente disturbata, come percentuale dell'area esboscata complessiva, da sistemi «tradizionali» e sistemi «avanzati».

La maggiore o minore pericolosità dei sistemi di trasporto del legname non è comunque solo dovuta al più o meno diffuso disturbo apportato da questi direttamente, ma anche, e anzi in modo ben più determinante, all'estensione della rete stradale. Lunghezza complessiva e densità del sistema viario variano infatti proprio in dipendenza dei diversi sistemi di esbosco; il più deleterio di questi per l'erosione è quello definito dagli americani come «jammer logging», che richiede una rete molto densa di vie d'accesso.

Molto significativo a tal proposito è l'esperimento riferito da Megahan e Kidd (1972) i quali in un bacino tributario del Zena Creek, nell'Idaho Batholith, confrontarono gli effetti sulla produzione di sedimento in seguito ad un «jammer logging» e ad un esbosco con teleferica, misurando nei due casi sia la perdita di suolo sul versante, sia la produzione di sedimento nel collettore. L'appezzamento esboscato con il primo metodo, che prevedeva lo strascico dei tronchi fino alle strade numerose e ravvicinate, manifestò produzioni di sedimento notevolissime rispetto al secondo: 1980 t/km² dopo la costruzione delle strade, 154 e 78.4 t/km² i due anni successivi all'asporto del legname, 6122 t/km² qualche anno dopo, in seguito al verificarsi di una grossa frana; l'area interessata dal solo uso di teleferica registrò soltanto 13 t/km² due anni dopo l'utilizzazione del legno, valori assolutamente trascurabili nelle altre annate. Il dato interessante è proprio che le parcelle di misurazione della perdita di suolo in loco non registrarono valori diversi per i due appezzamenti in questione; il che vuol dire che effettivamente in questo caso il notevolissimo eccesso di sedimento ottenuto col

primo sistema di esbosco era tutto da attribuire alla costruzione e alla presenza di strade. L'erosione del suolo dovuta a queste si dimostrò con ciò 750 volte superiore al tasso normale per quelle zone. L'incremento imputabile al solo strascico dei tronchi si aggirava invece attorno ad un valore di 0.6.

Altri Autori hanno trovato conferme per vie sperimentali che le strade sono di gran lunga le più gravi responsabili dei processi erosivi, e che il loro impatto è ben più incisivo rispetto agli interventi selvicolturali (Rice et al, 1972; Copeland, 1963; Brown e Krygier, 1979; Fredriksen, 1970).

Anderson (1954), studiando con corrette elaborazioni statistiche dei dati le relazioni tra parametri del bacino e rese in sedimento, afferma che aumentare l'utilizzazione del legno dallo 0.6% all'1.5% comporta un incremento di sedimento nel collettore del 18%, come conseguenza degli incrementi di deflusso; ben maggiore impatto ha l'ampliamento della superficie stradale dallo 0.1 allo 0.5% della area del bacino, in quanto provoca un incremento di sedimento del 260%.

Altro aspetto importante del problema è che l'azione di disturbo delle strade forestali non si limita, come per le pratiche di

esbosco (Rice, 1977), a determinare fenomeni di erosione superficiale, ma può anche essere causa di fenomeni franosi.

Il taglio brutale della naturale morfologia del pendio, la presenza di scarpate di sterro e di riporto prossime alla pendenza critica, l'alterato gioco di forze e pesi lungo il versante, la modificazione del drenaggio, con l'intercettazione e la concentrazione dell'acqua sui prismi stradali cui può conseguire l'eccessiva imbibizione del suolo, facilmente si risolvono in cedimenti e frane, spesso di preoccupanti dimensioni (Swanston, 1971; Gonsior e Gardiner, 1971).

Durante l'accertamento dei danni provocati nelle Foreste Nazionali dalle grosse alluvioni che tra il 1964 e il 1965 provarono gli Stati di Oregon e di Washington (Rothacher e Glazebrook, 1968), si poté verificare che del 60% di questi era responsabile la presenza di strade.

Più in particolare, nell'H.J. Andrews Experimental Forest alle strade era imputabile il 72% dei franamenti (Dyrness, 1965).

Delle 89 frane verificatesi invece, sempre in seguito a queste due calamità meteoriche, nell'Idaho meridionale, secondo Jensen e Cole il 90% era dovuto alle strade (Rice, et al 1972).

Così pure in Italia, almeno il 35% delle frane che si verificano con allarmante frequenza in Val di Scalve e in Val Seriana, in Lombardia, è stato imputato ai tagli stradali (Schmidt, 1974); come media, si può attribuire una frana ogni 1.6 km di strada.

Naturalmente, il contributo delle frane alla produzione di sedimento è notevolissimo. Il solo crollo di una strada nel Bacino di Deer Creek in Oregon provocò 315 t di sedimento, cioè il 40% della produzione dell'intero anno (Brown e Krygier, 1971).

In fig. 18 e 19 vengono indicati rispettivamente l'andamento del trasporto solido in sospensione e sul fondo in tre piccoli bacini a Douglasia dell'Oregon occidentale, l'uno tagliato a raso ed esboscato con teleferica, l'altro sottoposto a taglio a gruppi ed interessato dalla costruzione di strade, il terzo

mantenuto come controllo. Si vede come sedimento sospeso e di fondo quasi non risentano del taglio e della bruciatura dei residui, mentre subiscono un drastico incremento in corrispondenza degli eventi franosi.

Anche in questa esperienza determinante resta la presenza di strade, dato che la perdita di suolo è associata al manifestarsi delle frane, e queste a loro volta all'alterazione dell'equilibrio dei pendii dovuta alla costruzione di strade. Il bacino esboscato con teleferica, benché interessato da un taglio ben più drastico, mostra a confronto dell'altro bacino un'erosione modesta (Fredriksen, 1970).

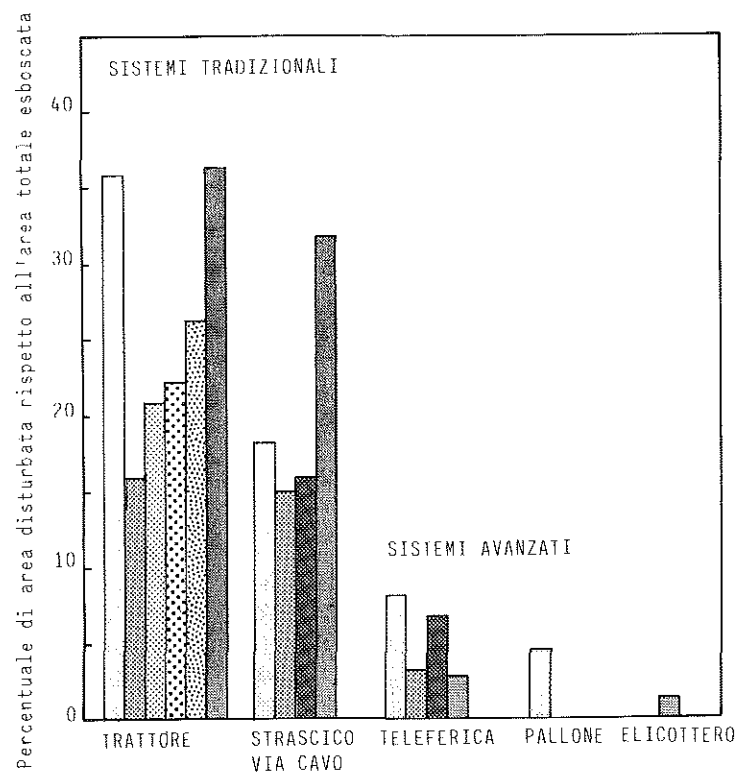
L'erosione di massa appare assai più grave dei fenomeni superficiali di perdita di suolo, non solo perché coinvolge volumi di terra considerevolmente più ingenti, ma anche perché non sembra destinata ad attenuarsi col tempo.

L'erosione superficiale si estingue tipicamente nel tempo con legge esponenziale, con valori assai elevati 1-2 anni dopo il disturbo, che vanno calando a mano a mano che la vegetazione si riafferma e che il suolo, perduta la frazione superficiale disgregata, riacquista una sua naturale stabilità (fig. 20).

I fenomeni franosi invece possono verificarsi con qualche anno di ritardo (fig. 20) e contribuire così, quando ormai già è estinto l'effetto dell'erosione di superficie, ad una notevole ripresa del trasporto solido (Megahan e Kidd, 1972; Megahan, 1972).

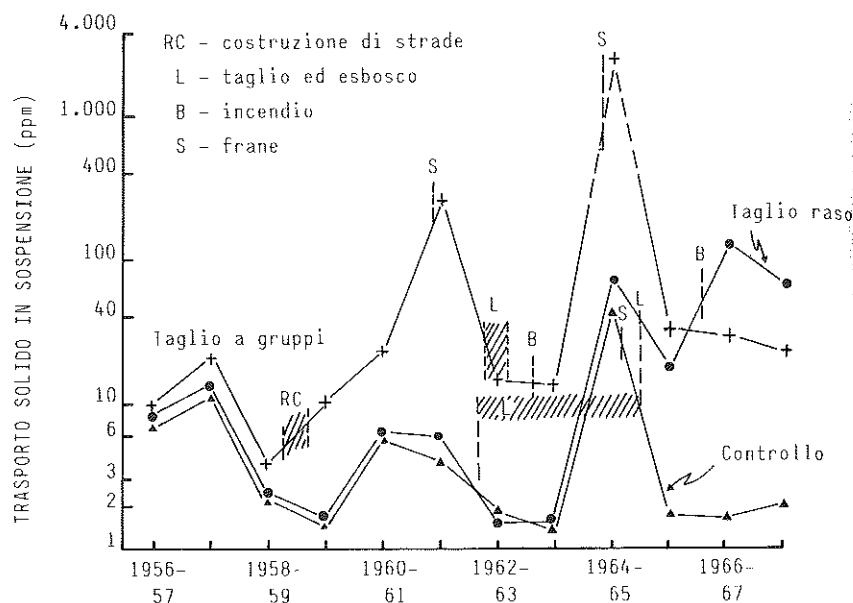
È molto significativo in questo senso il rapporto di Beschta (1978), che esamina in 15 anni di osservazioni l'andamento della erosione in due bacini sperimentali dell'Oregon, sottoposti a pratiche differenziate di taglio ed esbosco. Il primo bacino (Needle Branch) accusa essenzialmente fenomeni erosivi superficiali, e il sedimento prodotto va estinguendosi progressivamente nel tempo (fig. 21); nel secondo (Deer Creek) esaurito già da 5 anni il sedimento da erosione di superficie, il trasporto solido subisce una

FIGURA 17



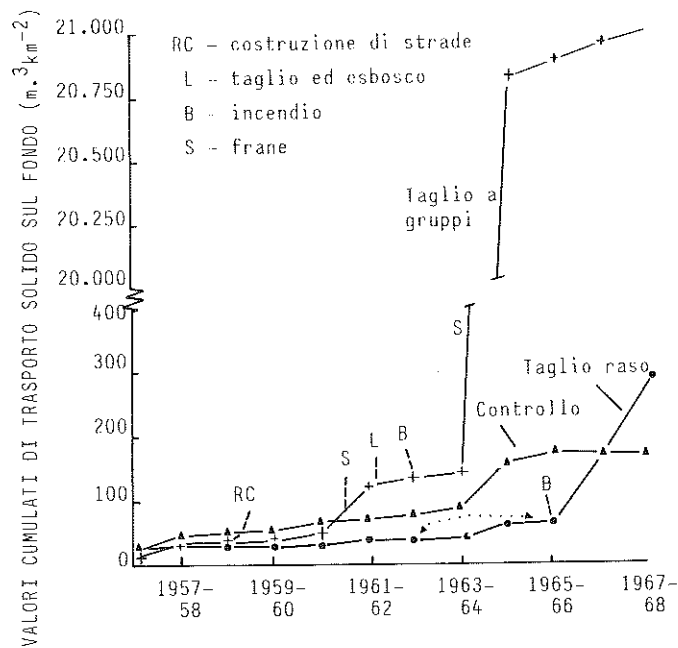
Percentuale di suolo gravemente disturbato in seguito a vari sistemi di esbosco in sette diversi studi condotti negli Stati Uniti Occidentali (da KLOCK, 1975).

FIGURA 18



Trasporto solido in sospensione in periodi di elevato deflusso, in tre piccoli bacini dell'Oregon (H.J. Andrews Experimental Forest) (da FREDRIKSEN, 1970).

FIGURA 19



Valori cumulati di trasporto solido sul fondo in tre piccoli bacini dell'Oregon (H.J. Andrews Experimental Forest) (da FREDRIKSEN, l.c.).

nuova, notevolissima impennata a causa del verificarsi di una serie di eventi franosi legati alle strade (fig. 22).

Dal momento che le strade sono la causa principale dell'accelerazione dell'erosione, il primo accorgimento da adottare è la scelta di sistemi di esbosco che minimizzino la presenza di vie di accesso.

Quando, e nella misura in cui, la presenza di strade si mostri indispensabile, allora particolare attenzione dovrà essere dedicata alla progettazione (scelta del tracciato, delle pendenze, dei punti di attraversamento del corso d'acqua) e particolari cautele nella costruzione (limitando i movimenti di terra, curando i drenaggi, procedendo all'immediato inerbimento delle scarpate ecc.).

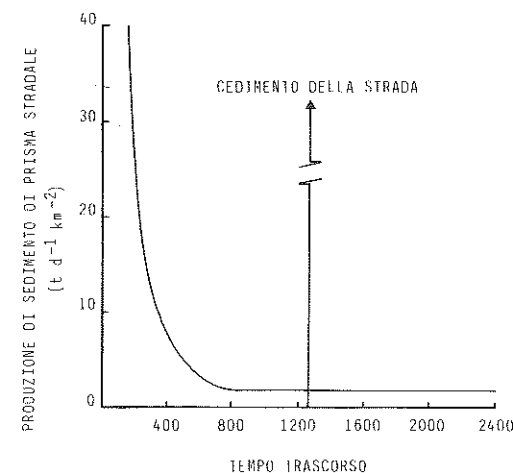
Pianificare con attenzione gli interventi di esbosco e seguire buoni criteri di progettazione delle strade si dimostra sempre efficace. Di tali positive esperienze parlano ad esempio Haupt e Kidd (1965), Leaf (1966, 1970) che riescono in zone diverse a contenere notevolmente il sedimento adottando accurate misure di controllo nell'esbosco.

5. RISPOSTE IDROLOGICHE CONSEQUENTI ALLE ATTIVITÀ AGROPASTORALI

Dall'esame del ciclo idrologico, si intuisce come il pascolamento delle zone prative si ripercuota essenzialmente nei processi di versante, quali l'intercettazione, l'infiltrazione, la percolazione, l'evapotraspirazione.

I processi coinvolti sono immediatamente comprensibili; da una parte l'azione di calpestio del bestiame, esasperata nel caso di carichi eccessivi, costipando le frazioni superficiali del suolo compromette gravemente l'infiltrabilità e la possibilità di percolazione; dall'altra, l'utilizzazione più o meno spinta della copertura erbacea può provocarne l'eccessivo diradamento, giun-

FIGURA 20



Andamento temporale della produzione di sedimento per erosione superficiale e di massa imputabile alle strade di esbosco («jammer Logging») (da MEGAHAN, 1972).

gendo fino a creare piazzole denudate, o può condurre ad un notevole degradamento di qualità della cotica, data l'azione selettiva del morso degli animali, influenzando quindi l'intercettazione, l'evapotraspirazione e, ancora, l'infiltrabilità del suolo.

Numerose ricerche sono state condotte soprattutto nella quantificazione degli effetti del pascolo sulla capacità di infiltrazione. Di una revisione dei dati di queste esperienze si sono occupati Gifford ed Hawkins (1978), i quali hanno sintetizzato nei grafici di fig. 23 i valori sperimentali disponibili.

Nonostante l'errore standard di cui le curve sono affette, certamente dovuto alla difficoltà di interpretazione e di stima dei valori di intensità di carico, così come vengono riferiti in letteratura, si può dedurre dai grafici in esame che:

- è provata un'influenza del pascolo sull'infiltrabilità, dato che nella maggior parte dei casi i punti cadono sotto la linea 1:1;
- è difficile distinguere nel grafico superiore di fig. 23 le conseguenze di un pa-

scolamento leggero e di un pascolamento di moderata intensità, mentre è notevolmente più spinto l'impatto di un pascolo pesante nel grafico inferiore.

Di media, un carico leggero o comunque moderato sembrerebbe abbassare i valori della infiltrabilità minima (ritmo di infiltrazione finale o costante) a circa 3/4 dei valori registrabili in condizioni indisturbate, mentre un carico spinto verrebbe a dimezzarli.

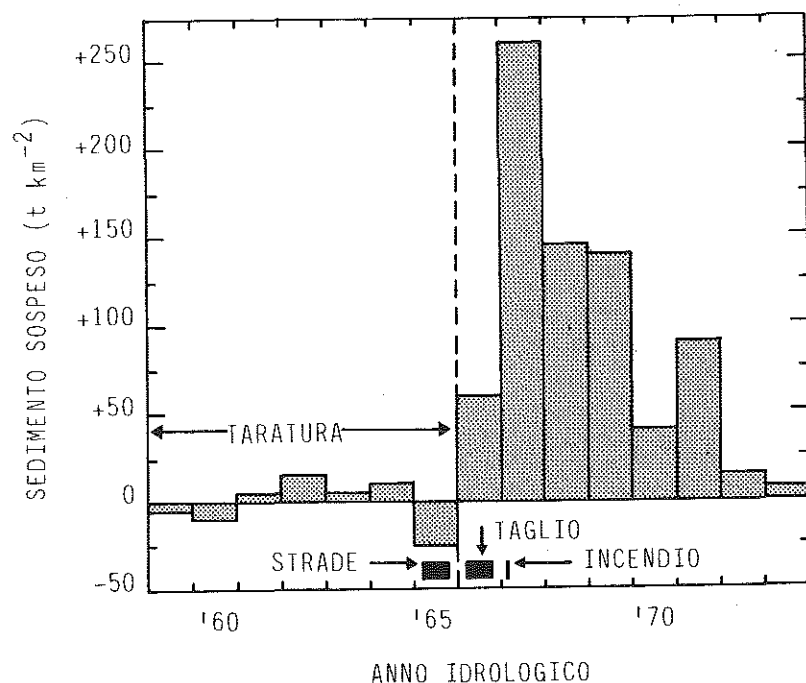
Conseguenza immediata della diminuita infiltrabilità è naturalmente il verificarsi di

fenomeni di scorrimento superficiale e di erosione.

Ne deriva che la caratteristica risposta idrologica ad un pascolamento eccessivo è la perdita di suolo e la conseguente produzione di sedimento.

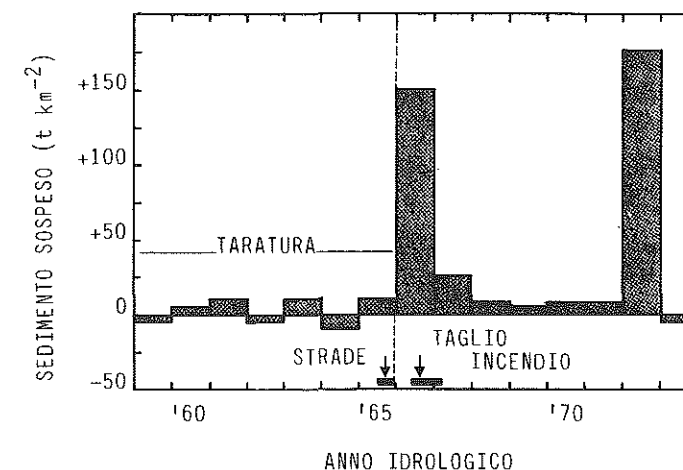
Molto significativa a questo proposito è l'esperienza di cui si riportano i risultati in tab. VI (Meeuwig, in Copeland, 1963); dal 1915 al 1958 si sono studiate le ripercussioni sul deflusso superficiale delle acque di pioggia e sull'associata erosione del suolo del diverso uso delle praterie subalpine in

FIGURA 21



Incrementi di deflusso torbido annuo dopo la costruzione di strade e l'esbosco nel bacino Needle Branch (da BESCHTA, 1978).

FIGURA 22



Incrementi di deflusso torbido annuo dopo la costruzione di strade e l'esbosco nel bacino Deer Creek (da BESCHTA, l.c.).

due bacini dell'Utah, contrassegnati come bacino A e bacino B. Per facilitare la comprensione dei risultati dei trattamenti, lo sviluppo temporale è stato suddiviso in 6 periodi.

Nel primo periodo, il bacino A, che presentava pascoli in condizioni estremamente impoverite (16% di copertura erbacea), produceva 6 volte più deflusso e un sedimento 5 volte maggiore rispetto al bacino B, che presentava una copertura verde del 40%.

Nel secondo e terzo periodo, un miglioramento delle condizioni dei pascoli in A (la copertura percentuale saliva al 30 e 40%) provocava un sensibile contenimento di deflusso ed erosione.

Nel quarto periodo le praterie di B furono sottoposte ad un pascolamento moderato, che ridusse in parte la copertura erbacea, per cui il deflusso e la perdita di suolo di questo bacino superarono i valori registrati nel bacino A, rovesciando la situazione precedente.

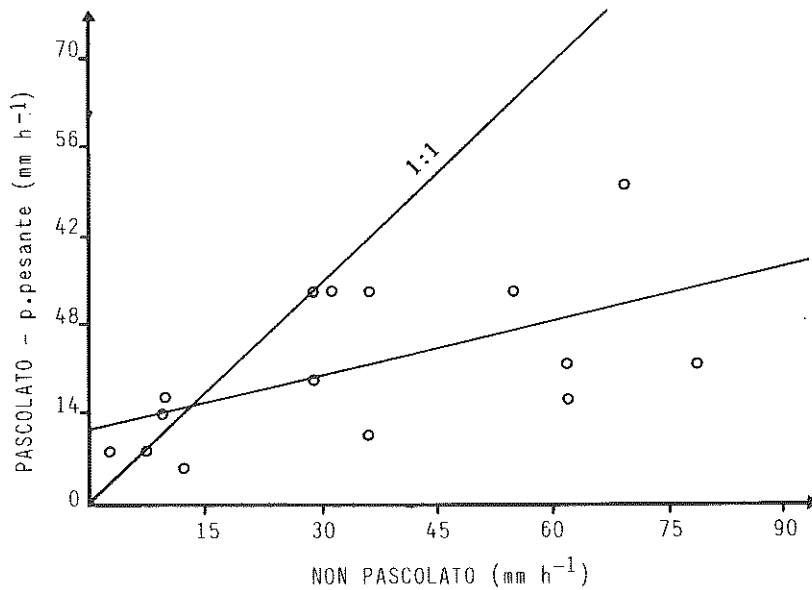
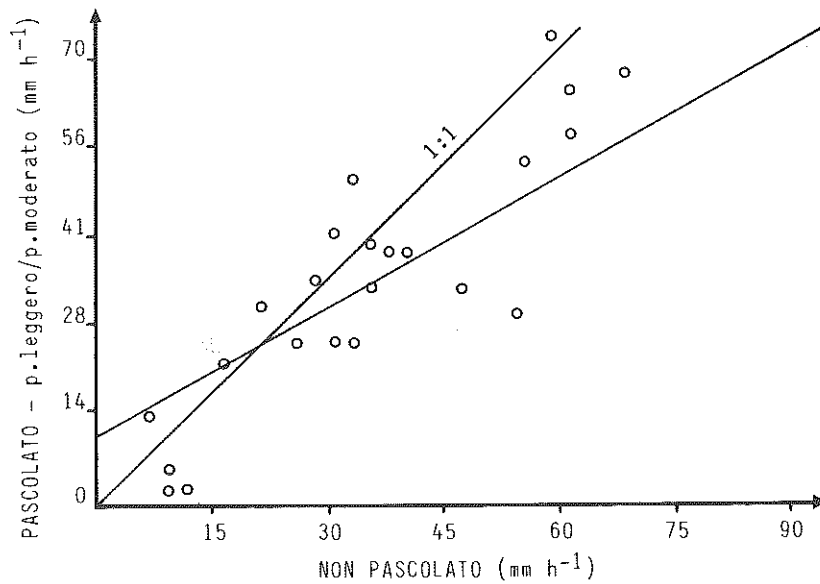
Nel quinto intervallo di tempo, si accentuò il carico del pascolo in B in modo da portare la cotica alle misere condizioni che il primo bacino presentava all'inizio del se-

colo; come conseguenza il deflusso fu di 4.5 volte superiore ad A, e l'erosione di ben 12 volte. Infine, nell'ultimo periodo, i pascoli di B furono riseminati, e la notevolissima ripresa dei valori di copertura permise un altrettanto sorprendente riduzione nei valori di scorrimento superficiale e di produzione di sedimento, tornando ad invertire le condizioni tra A e B.

Non si tratta comunque di un'esperienza isolata, come ricorda Copeland (1963), che riporta numerosi casi analoghi. Uno di questi particolarmente significativo è quello del Parrish Watershed, nella Contea di Davis, in Utah, dove il bestiame, assieme ad incendi provocati dall'uomo, aveva ridotto drasticamente la copertura vegetale, specie nelle aree più a monte; in una sola estate, il sedimento, provocato da vere e proprie colate di terra dalle superfici del suolo così compromesso, accusò rese di 72.860 m³/km², notevolissime rispetto a quelle dell'adiacente bacino indisturbato di Morris Creek (1.19 m³/km²).

Lusby (1970) in uno studio condotto nel bacino del Badger Wash, nel Colorado occidentale, trova che il controllo del pascolo da solo può ridurre del 30% il deflusso su-

FIGURA 23



Relazione tra i valori di infiltrabilità minima (f_c) su aree pascolate e non pascolate (da GIFFORD ed HAWKINS, 1978).

perficiale e del 40% la produzione di sedimento.

Così pure Hadley (1974) identifica nella notevole riduzione del carico di animali al pascolo, che negli ultimi decenni ha caratterizzato la storia della gestione del territorio sugli altipiani del corso superiore del Colorado, la causa prima delle sensibili diminuzioni di sedimento sospeso nel fiume.

Ancor più sensibili possono manifestarsi i parametri idrologici a forme diverse di gestione alpicolturale, quali la messa a coltura del suolo.

Secondo Boschi e Chisci (1978), «l'evoluzione agricola di questi ultimi anni ha certamente accresciuto i rischi di dissesto ecologico in molte aree collinari e montane del territorio nazionale».

Il dissodamento e la lavorazione dei suoli, l'uso di macchine, la modificazione della copertura, la presenza di superfici nude in determinati periodi dell'anno che le colture agrarie comportano, non possono non avere un peso determinante nelle risposte di un bacino idrologico.

Interessante è l'esperienza condotta dai sopraccitati autori a proposito della attività agricola nel bacino del Panaro, sulle argille

scagliose dell'Appennino Settentrionale, dove critici e frequenti sono i fenomeni erosivi e franosi. La rottura in queste zone dell'equilibrio tra assetto colturale dei terreni in pendio e precipitazioni sembra aver ulteriormente accentuato la vulnerabilità nell'ultimo quindicennio.

Tale studio si prefigge di esaminare le ripercussioni esercitate da forme diverse di agricoltura, confrontando in particolare il comportamento idrologico di colture arative estive (mais, bietola) e di colture a destinazione sodiva, come il medicaio.

I risultati ottenuti evidenziano come le parcelle coltivate a sarchiate abbiano registrato quantità di suolo eroso 3 volte superiori alla medica, e valori di torbidità nelle acque dei drenaggi 6 volte più elevati.

Parimenti significativo è l'andamento degli idrogrammi, ottenuto con misure di portata registrate presso gli estremi dei capofossi, da cui si deduce l'efficienza della medica nel contenere i deflussi, praticamente dimezzati rispetto alle sarchiate, e nell'allungare i tempi di ritardo durante i periodi autunno-invernali.

Evidentemente, una copertura del terreno di tipo continuo, nello spazio e soprattutto nel tempo, associata alle migliori con-

Tab. VI - Densità media della copertura vegetale e valori medi annui del deflusso diretto estivo e della produzione di sedimento nei bacini A e B, suddivisi per periodi dal 1915 al 1958.

Periodo	Anni	Densità media della copertura vegetale (%)		Deflusso diretto estivo (valore medio annuo, in m^3/km^2)			Produzione estiva di sedimento (valore medio annuo, in m^3/km^2)		
		A	B	A	B	A : B	A	B	A : B
1	1915-20	16	40	6460	1082	6.0 : 1	948	177	5.4 : 1
2	1921-23	30	40	6523	1840	3.5 : 1	743	261	2.8 : 1
3	1924-30	40	40	2560	1210	2.1 : 1	170	70	2.4 : 1
4	1931-45	40	30	3148	3933	1.0 : 1.2	148	205	1.0 : 1.4
5	1946-52	40	16	453	2037	1.0 : 4.5	21	254	1.0 : 12.0
6	1953-58	40	50	2066	651	3.2 : 1	70	7	10.0 : 1

dizioni di struttura che presenta un suolo investito a prato, si riflettono in risposte diverse già a livello dei processi fondamentali, quali intercettazione, evapotraspirazione, infiltrabilità e scorrimento superficiale.

6. IL PROBLEMA DEL FUOCO

6.1 Tipologia degli effetti

Pur trattandosi di un argomento di interesse mondiale, il problema degli incendi e dei loro riflessi sul ciclo idrologico di un bacino è particolarmente sentito negli Stati Uniti.

Oltre infatti a costituire una calamità spesso inevitabile, come in molti Stati americani del Sud, la pratica del fuoco guidato rientra ormai nella prassi dei forestali americani, sia come mezzo per controllare e prevenire il verificarsi dei più ingenti incendi spontanei, sia come pratica diffusa per affrettare la rinnovazione di determinate specie legnose, sia come semplice veicolo di eliminazione dei residui di taglio.

Gli effetti del fuoco sono chiaramente legati alla sua durata e alla sua intensità; fondamentale parametro da cui dipenderà l'entità delle conseguenze resta la temperatura massima sprigionata dalle fiamme alla superficie del suolo (*De Bano et al*, 1979). Ovviamente, non sarà delle stesse dimensioni il disturbo apportato da un cauto, ben controllato incendio prescritto e quello conseguente ad un pesante evento di fuoco imprevisto, specie se a lungo indomato.

L'effetto primo e più evidente che segue il verificarsi di un evento di tal tipo è la distruzione, o comunque la notevole riduzione della copertura vegetale.

Altro effetto a livello di versante, meno direttamente rilevabile, ma altrettanto grave, è la modificazione delle proprietà chimico-fisiche, e di conseguenza idrologiche, del suolo.

6.2 Conseguenze della distruzione della copertura vegetale

Il venir meno della copertura vegetale si risolve in una privazione dei benefici effetti operati dalla foresta sull'omeostasi del bacino, ormai universalmente riconosciuti.

Il primo parametro che viene notevolmente modificato in seguito ad un evento di fuoco è la perdita per intercettazione da parte delle chiome, arboree ed arbustive, e dello strato erbaceo.

Chiaramente, la riduzione di questo tipo di perdita idrologica sarà proporzionale all'intensità dell'incendio e, cioè, più direttamente, alla percentuale di vegetazione coinvolta.

Si tenga conto inoltre che un incendio, anche solo di sottobosco, brucia in buona parte se non completamente lo strato della lettiera. La quota di intercettazione attribuibile a questa non è certo trascurabile; secondo *Helvey* (1971) infatti, la lettiera sarebbe in grado di intercettare dal 2 fino al 27% della precipitazione lorda. Altri autori, poi (*Kittredge*, 1955; *Garcia e Pase*, 1967; *Clary e Ffolliot*, 1969), parlano di 0.30 mm di pioggia intercettata come valore medio.

Altro ruolo fondamentale — anch'esso di efficacia proporzionale alla percentuale di copertura — svolto dalla vegetazione presente è l'azione di schermo, di prima barriera fisica di protezione del suolo dall'impatto erosivo delle piogge, funzione, anche questa, a volte drasticamente ridotta dopo il verificarsi dei grossi incendi incontrollati.

La gravità di ciò è presto intuibile, quando si pensi che *Osborn* (1954) ha dimostrato che 5 cm di pioggia intensa possono provocare il distacco e il movimento di 179 t/ha di suolo.

Anche in questo caso va considerato il contributo apportato dalla presenza della lettiera. *Dunford* (1954), ad esempio, trovò che la rimozione della lettiera di *Pinus ponderosa* nel Colorado Front Range provocava un deflusso superficiale 6.9 volte supe-

riore a quello verificatosi in condizioni indisturbate. Anche da questo punto di vista, dunque, la sua distruzione per opera del fuoco non può che avere effetti negativi sulla stabilità del suolo.

La perdita per evapotraspirazione risulta quantitativamente più importante rispetto a quella per intercettazione; infatti, come già visto, è proprio la riduzione nei tassi di traspirazione la prima responsabile delle variazioni di risposta idrica in seguito a manipolazione della copertura vegetale.

Le massime differenze in contenuto idrico del suolo, legate a questo tipo di processo, tra bacini boscati e non, si manifesta normalmente in autunno, in seguito alla stagione calda e di piena attività vegetativa, caratterizzata di conseguenza da tassi di evapotraspirazione elevati. La distruzione della vegetazione ad opera del fuoco non può che riflettersi in quantità considerevolmente più elevate, di acqua nel suolo al termine del periodo vegetativo, e quindi in minor capacità di immagazzinamento idrico del terreno, con più elevati coefficienti di deflusso di piena.

E se anche il ristabilirsi della vegetazione può essere pronto dopo l'incendio, si tratta spesso, nei primi anni, di prime successioni di tipo erbaceo ed arbustivo, certo non altrettanto efficaci nel ridurre il contenuto di umidità del suolo rispetto a formazioni forestali, caratterizzate da più sviluppate superfici di evapotraspirazione e più profondi ed efficienti apparati radicali.

I dati sperimentali confermano queste considerazioni. *Klock ed Helvey* (1976) riscontrano un aumento di 11.6 cm nei valori minimi di contenuto idrico del suolo, in periodo autunnale, in seguito ad un incendio non prescritto nello stato di Washington. *Campbell et al* (1977) esaminano attentamente le variazioni di umidità del suolo in seguito ad un grosso incendio sviluppatosi in formazioni di *Pinus ponderosa* nell'Arizona centro-settentrionale; se effettivamente il suolo si dimostra più secco in superficie nelle zone bruciate in seguito a più spinta

evaporazione superficiale (evidentemente per ridotto ombreggiamento), non è così per gli strati di terreno sottostanti (da 10 a 20 cm e da 20 a 30 cm), dove la carenza di vegetazione traspirante implica anche in questo caso maggior contenuto idrico. Una situazione opposta rivelano però gli stessi autori nei primi mesi di buona stagione, il 1° e il 2° anno dopo l'incendio, quando il tenore idrico delle aree che avevano preso fuoco, anche alle medie profondità, era inferiore a quello delle zone indisturbate; il fenomeno è però in questo caso attribuibile al maggior deflusso verificatosi nelle prime rispetto alle seconde nei piovosi mesi invernali, come conseguenza delle alterate proprietà del suolo.

Altro parametro che può venire modificato dal fuoco, pur sempre in dipendenza dalla riduzione della copertura vegetale, è l'accumulo di neve. Poiché l'accumulo di neve aumenta sensibilmente nelle tagliate (secondo *Meiman*, (1968) in certi trattamenti, quali taglio a strisce e a buche arriverebbe a toccare incrementi del 50%), in analogia si può pensare che, quando le aree bruciate si presentano come aperture denudate che interrompono la copertura della foresta, in esse si formino altezze di neve maggiori rispetto ad un versante a bosco indisturbato.

Anche lo scioglimento delle nevi può venire influenzato dalle nuove condizioni, carenti di copertura, in quanto all'aperto la neve scioglie prima che nel bosco, dove la disponibilità di radiazione al suolo è assai ridotta; ciò significa quindi un parziale anticipo del disgelo in seguito al crearsi di aperture nella foresta. Questo fenomeno può risolversi, come risposta idrologica, in un anticipo dei deflussi primaverili, come già visto per il taglio della vegetazione.

Altra conseguenza non trascurabile degli incendi, legata, almeno in notevole parte, al venir meno della vitalità della copertura vegetale sui versanti è il verificarsi di fenomeni di erosione di massa, e soprattutto, come

si vedrà più avanti, di erosione superficiale.

Per esempio, *Jensen e Cole* (1965) riportano che un fuoco intenso sviluppatosi per 364 ha sui ripidi pendii del Salmon River (Idaho) determinò frane per slittamento che apportarono 34.400 m³ di materiale direttamente al collettore. Analoghi risultati sono riportati da: *Swanston* (1971), *Rice* (1974), *Klock e Helvey* (1976).

L'azione stabilizzante della vegetazione sulle terre in pendenza si esplica, come noto, nella funzione di ancoraggio esercitata dalle radici e, grazie al processo di evapotraspirazione, nel controllo dell'acqua presente nel terreno, che si risolve in alleggerimento dello stesso, diminuita pressione dei pori, non alterata resistenza al taglio nei terreni coerenti e, in conclusione, minor rischio di crollo.

Non è difficile dunque spiegare il manifestarsi di cedimenti dopo il passaggio del fuoco su un versante, quando nel giro di poche ore consistenza e vitalità della vegetazione vengano drasticamente compromesse.

6.3 Effetti del fuoco sulle proprietà del suolo

La proprietà del suolo che appare più sensibilmente alterata dal fuoco è la capacità di infiltrazione. Essa nella maggior parte dei casi mostra riduzioni notevoli.

Il fenomeno, già notato da *Pelishak et al* (1962), è stato ampiamente spiegato da *De Bano* (1970, 1971, 1979). Esso deriverebbe dalla formazione di uno strato idrofobico — più o meno spesso e profondo a seconda dell'intensità e della durata dell'incendio — dovuto alla mobilitazione lungo il profilo del suolo, e alla successiva condensazione, di sostanze idrorepellenti di origine organica normalmente presenti nella lettiera. Sembrerebbero particolarmente sensibili a questo processo i terreni di natura sabbiosa, tanto più se colti dal fuoco in condizioni asciutte; il contenuto di acqua del terreno tende infatti a limitare l'approfondimento

nel suolo dello strato non bagnabile. Ne deriva appunto una ridotta infiltrabilità, che può divenire fino 25 volte più lenta (*De Bano*, 1971).

Infiltrabilità ridotta in seguito alla sola bruciatura dei residui riscontrano *De Byle e Packer* (1972).

Arend (1941) parla di una riduzione di 2 o 3 cm per ora in parcelle bruciate annualmente per 6 anni successivi, rispetto alla capacità di infiltrazione degli appezzamenti indisturbati.

Ancora, *Dyrness* (1976) dimostra un aumento di repellenza all'acqua nei 23 cm più superficiali di suolo per i 5 anni che seguirono un incendio spontaneo sviluppatosi in formazioni di *Pinus contorta* nell'Oregon.

Campbell et al (1977) confermano le affermazioni di *De Bano*, riscontrando strati idrorepellenti approfonditi nel terreno proporzionalmente all'intensità dell'incendio, e in via inversamente correlata al contenuto di umidità del suolo, con idrofobicità persistente ancora 4 anni dopo il fuoco. Sempre secondo gli Autori, la capacità di infiltrazione viene modificata da 6-9 cm/ora (valori rilevati nelle zone indisturbate) a 3-7 cm/ora nel terreno interessato da incendio moderato, fino a 2-6 cm/ora nelle zone più gravemente bruciate.

Questo significa che la porzione idrologicamente attiva di suolo diminuisce notevolmente, da 1 m e più di altezza fino a soli pochi centimetri in superficie, e, quindi, che eventi di pioggia normalmente poco preoccupanti possono determinare quantità notevoli di deflusso superficiale, e di conseguenza erosione (*De Bano et al*, 1979).

Rice (1974) fa notare infatti che nella macchia americana («chaparral») non percorsa da incendi recenti il deflusso superficiale raramente eccede l'1% dei valori di pioggia, mentre dopo il fuoco anche il 40% della precipitazione si risolve in scorrimento superficiale.

De Byle e Packer (1972) riscontrano un deflusso superficiale generato dalle acque di disgelo più che raddoppiato dopo la bru-

ciatura dei residui in un bosco di Larice e Douglasia nel Montana occidentale (fig. 24a); aumenti di deflusso superficiale, seppure più contenuti, si registrano anche per le piogge estive. Lo stesso riferisce il rapporto di *Packer e Williams* (1974).

Wright et al (1976) osservano che il manifestarsi del deflusso di superficie che consegue l'incendio guidato nel Texas è proporzionale alla pendenza dei versanti.

Anche *Helvey* (1980) constata aumenti di deflusso annuo in seguito ad un grosso incendio spontaneo, e ne vede in parte la causa nella diminuita capacità di ritenzione idrica del suolo (fig. 25).

Secondo l'Autore sopraccitato, conseguenza di questo aumento di deflusso di superficie causato dalla ridotta infiltrabilità è la erosione superficiale. Essa, assieme a fenomeni di erosione di massa, originò, nei tre bacini interessati dal fuoco, drastici aumenti di produzione di sedimento, prudenzialmente valutati nel primo anno in 403, 262 e 119 kg/ha, e talmente elevati nel secondo anno che gli strumenti a disposizione non riuscirono a tenerne una misurazione.

Molti altri studi hanno quantificato il problema. Ad esempio, sempre *De Byle e Packer* (1972) e *Packer e Williams* (1974), nei boschi di Larice e Douglasia nel Montana, accertano che i tassi di erosione, nulli prima del disturbo e ancora tali nella parcella di controllo, toccano i 60 e i 190 kg/ha rispettivamente il primo e il secondo anno dopo il taglio (fig. 24b).

De Bano e Conrad (1976) riscontrano una perdita di suolo di 7340 kg/ha sui versanti in pendenza sottoposti ad incendio guidato di moderata intensità, rispetto ai 211 kg/ha registrati sui pendii indisturbati.

Rich (1962) dice di 5250 t/km² asportate da un forte evento di pioggia in seguito ad un grosso incendio spontaneo che andò a bruciare aree da poco esboscate in Arizona.

Rice et al (1972) riportano dati inediti di *Packer*, che parlano di 3.5 t/km² di suolo asportato dopo la bruciatura della ramaglia

in un'area tagliata a raso, e di *Merserau e Dyrness*, secondo i quali nell'H.J. Andrews Experimental Forest si raggiunse un'erosione da 66.5 a 1.050 t/km² tra il nono e il quattordicesimo mese dopo un incendio.

Rowe et al (1954) verificarono tassi di erosione 35 volte superiori al normale il primo anno dopo il fuoco, e 12 volte il secondo anno.

Copeland (1963) riporta esperienze di diversi autori: tra esse quella di *Sartz*, che in seguito ad un forte incendio nelle regioni a Douglasia nel Nord-Ovest riscontrò riduzioni di suolo da 2 fino a 5.5 cm. Così pure, sempre secondo *Copeland* ('63) nella Dog Valley, in Nevada, un bacino completamente invaso dal fuoco produsse l'anno successivo vere e proprie colate di sedimento, che ammontarono a circa 462 m³/km². Un bacino contiguo, distrutto solo in parte dalle fiamme, realizzò quantità di sedimento sensibilmente inferiori (234 m³/km²).

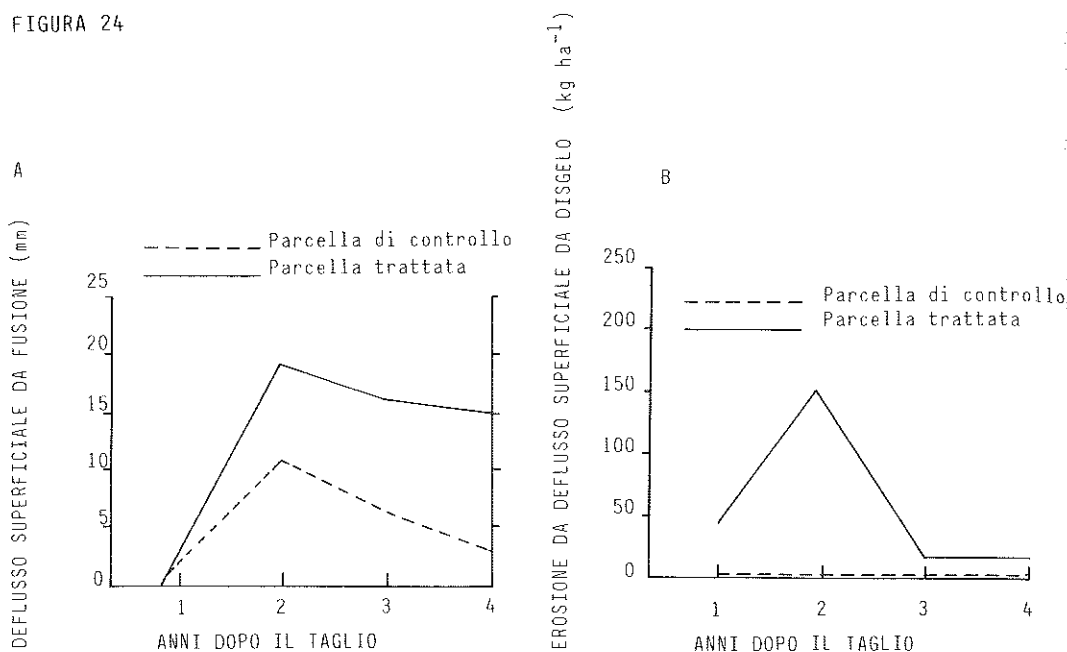
Ancora, *Brown e Krygier* (1971) e successivamente *Beschta* (1978) segnalano vistosi incrementi in produzione di sedimento associati a interventi di esbosco in tre piccoli bacini nell'Oregon Coast Range, che comprendevano anche la bruciatura dei residui di taglio; evidentemente associato a questa pratica appariva il manifestarsi di forme di erosione superficiale.

Campbell et al (1977), mentre misurano sedimenti irrilevanti in bacini non disturbati (3 kg/ha), ne riscontrano produzioni incredibilmente superiori (1406 kg/ha) in quelli gravemente incendiati.

Pur non mancando esperienze che tendono a minimizzare le conseguenze dell'incendio in termini di produzione di sedimento (*Brender e Cooper*, 1968; *Cushwa et al.*, 1971; *Suman e Malls* 1955), la maggior parte degli autori è concorde nel riscontrare fenomeni più o meno gravi di erosione. In tab. VII sono riassunti i risultati di svariate esperienze a questo proposito.

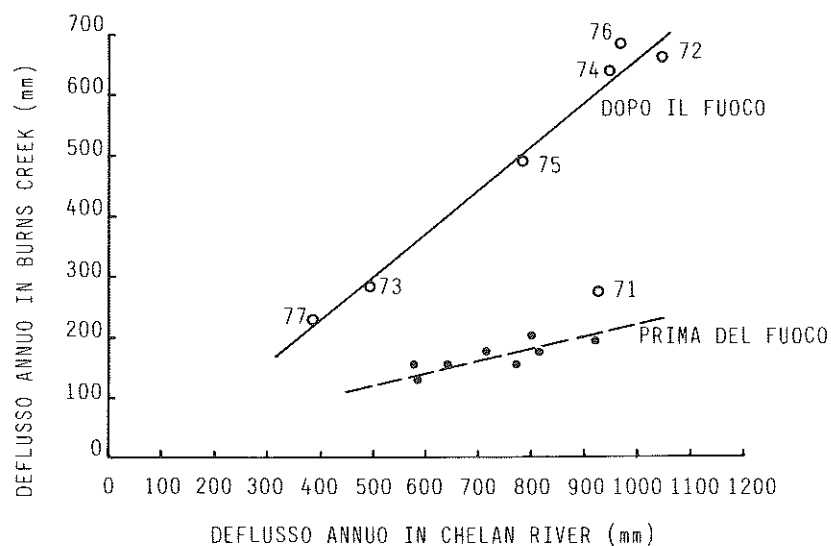
Si tenga presente che al processo di asporto delle terre gioca pure, contempora-

FIGURA 24



A: Deflusso da fusione nell'area indagata; B: Erosione conseguente al deflusso superficiale (Miller Creek, Montana occidentale) (da DE BYLE e PACKER, 1972).

FIGURA 25



Deflussi annui del bacino Burns Creek prima e dopo l'incendio, correlati con i deflussi annui del bacino Chelan River (Entiat Experimental Forest, Washington) (da HELVEY, 1980).

neamente al maggior deflusso di superficie, la mancata protezione da parte della copertura, come è stato già precedentemente evidenziato.

Si tratta dunque di due fattori che sommano aritmeticamente gli effetti.

Diverso è invece il discorso per l'erosione di massa, in cui la «non bagnabilità» del suolo, con il conseguente mancato processo di infiltrazione, sarebbe un fattore positivo per la stabilizzazione dei versanti, soprattutto nel caso di terreni coerenti, il cui equilibrio statico può essere fortemente limitato dalla presenza d'acqua.

Si tratterebbe però di un effetto benefico a vita breve, in quanto l'assenza di vegetazione distrutta dal fuoco — e quindi la mancanza della «pompa» evapotraspirante — e il rapido decadere della capacità di ancoraggio delle radici giocano in senso contrario, e finiscono col prevalere sulla temporanea idrofobicità del terreno (Rice et al, 1972; Rice, 1977).

Ne è conferma l'esperienza di Rice (1974) che, misurando i volumi di frane verificate su versanti a «chaparral» interessati da incendi più o meno recenti, verificò 1013 m³/km² da versanti che avevano bruciato l'anno precedente, e ben 30.144 m³/km² — cioè valori 30 volte superiori — dove l'incendio risaliva a 9 anni prima.

Un altro effetto dell'incendio, solo accennato in questa sede, riguarda la perdita di elementi nutritivi del suolo, con conseguenti ripercussioni sulla qualità e sulla produttività della stazione.

Si assomano infatti perdite per volatilizzazione in seguito alle alte temperature sprigionate dalle fiamme (soprattutto perdite di N), e perdite con il drenaggio, sia per la trasformazione degli elementi in forme più mobili e solubili, e nello stesso tempo non più trattenute dall'ecosistema per assunzione radicale, sia per gli aumentati deflussi, sia per l'instaurarsi di processi erosi-

vi (De Bano et al, 1979; Tiedemann et al, 1979).

Non sempre però le perdite raggiungono dimensioni tali da compromettere gravemente la fertilità della stazione; esperienze di diversi autori, infatti (De Bano e Conrad, 1976; Brown et al, 1973; De Byle e Packer, 1972), concordano nell'affermare che esse costituiscono solo una piccola frazione della disponibilità di elementi chimici del suolo.

Le perdite per via idrologica di N totale e dei principali cationi — misurate come presenza nelle acque del collettore — in seguito al fuoco o ad interventi antropici di altro tipo, così come ricavato in diverse esperienze, sono riassunte rispettivamente in tab. VIII e tab. IX.

6.4 Risposte idrologiche nei bacini

Diretta conseguenza delle alterazioni provocate dal fuoco a livello di versante sono le modificazioni dei parametri idrologici che si avvertono nel collettore principale, quale risposta complessiva del bacino all'evento di disturbo.

Per quanto concerne gli aspetti quantitativi, le variazioni possono consistere in: aumento dei picchi primaverili, aumento del deflusso annuo complessivo, più ingenti deflussi originati dai grossi eventi di pioggia, incremento dei deflussi di base.

Numerose a questo proposito le conferme sperimentali. Helvey (1973) osservò un incremento di portata annua del 50% il primo anno dopo un incendio scoppiato nello Stato di Washington centro - settentrionale.

Il secondo anno, in seguito ad un accumulo eccezionale di neve, che andò a sommarsi ad un notevole contenuto idrico nel suolo dell'autunno precedente e ad un andamento pluviometrico nell'annata pure oltre il normale, registrò valori di portata al colmo doppi di quelli previsti (fig. 26).

Sinclair e Hamilton (1955) trovarono che

Tab. VII - Effetti del fuoco sulla produzione di sedimento.

Località	Habitat	Trattamento subito	Prod. di sedimento	
			prima del trattamento o nel bacino di controllo	dopo il trattamento Kg/ha/a
Montana Occidentale	Larice americano, Douglasia	Taglio raso, bruciatura dei residui	0 ⁽¹⁾	188,3
			0 ⁽²⁾	170
Arizona Centrale	Macchia americana	Incendio incontrollato	175	204.000
Texas	Versanti ripidi a quercia e ginepro	Incendio diffuso	0.02	28
North Carolina	Latifoglie meridionali	Incendio guidato	0	11.200
Mississippi	Querceti	Taglio, incendio annuo	45	740
California	Macchia americana	Incendio incontrollato	5530	55.300
Arizona Settentrionale	Pinete di P. ponderosa	Incendio incontrollato	0-3	1.406

(¹) Deflusso primaverile di disgelo (²) Deflusso estivo

Tab. VIII - Effetti del fuoco e di alcuni interventi antropici sul trasporto in soluzione di azoto.

Località	Habitat	Tipo di intervento	Trasporto di azoto in soluzione (Kg./ha/a)	
			Prima del trattamento o nel bacino di controllo	Dopo il trattamento
Oregon occidentale	Douglasia, Ontano rosso	Taglio raso, bruciatura dei residui	5,0	16,0
Oregon occidentale	Douglasia	Taglio raso, bruciatura dei residui	0,03	2,1
New Hampshire settentrionale	Foresta decidua	Taglio raso, trattamento con erbicidi	3	147
B.C. Occidentale, Canada	Abete canadese, Douglasia	Taglio raso	1,9	5,1
Washington occidentale	Douglasia, copertura erbacea a <i>Blepharoneuron</i> spp	Incendio incontrollato	< 0,1	3,0
Washington occidentale	Douglasia, copertura erbacea a <i>Blepharoneuron</i> spp	Incendio incontrollato, concimazione azotata	< 0,1	4,1

il deflusso diretto aumentava da 3 a 5 volte in un bacino a macchia americana in California, dopo il fuoco; i picchi di piena, a loro volta, erano più grandi di 4 ordini di grandezza rispetto ai valori previsti.

Aumento di deflusso diretto nei bacini bruciati sono riportati anche da *Rowe et al (1954)*, *Davis (1977)* e *Brown (1972)*.

Ancora, come riferiscono *Pase e Ingebo (1965)*, dopo un incendio scoppiato nella macchia in Arizona il deflusso incanalato annuo fu 10 volte superiore (30.45 cm contro 2.79 cm) di quanto non fosse prima del fuoco, se anche non era variato in modo determinante l'andamento delle precipitazioni; inoltre l'andamento della portata prima tipicamente intermittente, divenne continuo dopo l'incendio.

In un ecosistema a *Pinus ponderosa* sempre in Arizona, *Campbell et al (1977)* trovarono dopo l'incendio un deflusso stagionale aumentato quasi 6 volte, subendo il rapporto tra deflusso e afflusso nella stagione delle piogge un incremento del 357%.

Secondo gli Autori citati tale variazione era da attribuire alla diminuita copertura e alle condizioni idrofobiche del suolo, che si risolvevano appunto in aumentati deflussi diretti.

Wright (1976) riporta di un incendio in Minnesota che aumentò il deflusso del 60%. *Anderson (1976)* riferisce di un incremento di deflusso annuo, dopo incendio di due grossi bacini in Oregon, attorno ai 20 cm, pari a circa il 20%, e di un aumento dei picchi di piena nel primo anno del 45%.

In foreste appena incendiate di *Pinus ponderosa* e di *Douglasia* in Arizona i picchi di piena furono da 5 fino a 15 volte superiori al normale (*Rich, 1962*); e secondo *Rowe et al (1954)* in certi bacini in California si può arrivare anche ad aumenti di 45 volte.

Oltre che i deflussi totali e i valori al colmo, sembrerebbero aumentare anche i valori medi annui dei deflussi di base. *Colman (1953)*, infatti, riscontra un certo incremen-

Località	Habitat	Tipo di intervento	Concentrazione dei cationi (mg/l)	
			Prima del trattamento o nel bacino di controllo	Dopo il trattamento
Oregon occidentale	Douglasia	Taglio raso, bruciatura dei residui	5,9	10,7
Montana occidentale	Larice americano, Douglasia	Taglio raso, bruciatura dei residui	218,0	130,0
Washington orientale	Douglasia, copertura erbacea a <i>Blepharonevron</i> spp	Incendio incontrollato, concimazione azotata	13,0	9,0
New Hampshire settentrionale	Foresta decidua	Taglio raso, trattamento con erbicidi	3,2	13,6
Idaho settentrionale	Pino bianco americano, Tuja gigante	Taglio raso, bruciatura dei residui	7,4	13,2
Arizona centrale	Macchia di quercia	Incendio limitato allo strato erbaceo	66,0	51,0

Tab. IX - Effetti del fuoco e di alcuni interventi antropici sulla concentrazione dei principali cationi (Ca, Mg, Na e K) nelle acque del collettore.

to di portata nella stagione secca dopo l'incendio in un bacino nelle San Gabriel Mountains in California. *Crouse* (1961) riferisce lo stesso per due bacini bruciati nella San Dimas Experimental Forest. Così *Berndt* (1971) osserva incrementi immediati nei deflussi di base dopo un incendio nello Stato di Washington centro-settentrionale.

Può subire inoltre variazioni anche la distribuzione annua delle portate; *Helvey* (1973, 1980) infatti, registra anticipati deflussi primaverili, oltre che picchi più precoci e più elevati dovuti ad un disgelo anticipato e più rapido, determinato certamente dal mancato ombreggiamento da parte della copertura distrutta dal fuoco.

Come si è già avuto modo di esaminare, una spiccata produzione di sedimento è forse la più severa ed importante risposta di un bacino ad un evento di fuoco (tab. VII).

Essa è diretta conseguenza dell'aumento deflusso superficiale, dell'erosione del

suolo e del trasporto di detriti organici ad esso associati, di fenomeni di erosione di massa, di forme di erosione alle sponde dei collettori in seguito agli aumenti di portata.

Per quanto riguarda più specificatamente la torbidità, *Anderson* (1976), analizzando le relazioni tra fuoco, resa in sedimento e torbidità, trova che in media quest'ultima dopo l'incendio aumenta più di 4 volte (150 ppm contro 28); inoltre, dopo il fuoco, i giorni di torbidità critica per i pesci (valori oltre le 27 ppm) divenivano 5.6 volte più frequenti.

Così, *Wright et al* (1976) studiando la relazione tra pendenza dei versanti e torbidità provocata dalla pratica dell'incendio guidato nel Texas, trovarono che, se in piano non si manifestavano variazioni, su pendenze moderate (8-20%) la torbidità veniva più che raddoppiata, da 20 JTU a 53 JTU, e sui pendii più ripidi (37-61%) toccava valori di 132 JTU.

Si ricorda poi che *Fredriksen* (1970) dopo la bruciatura dei residui di taglio nell'H.J.

DEFUSSO MASSIMO DURANTE IL PERIODO DI TARATURA 1966-67
 PRIMO ANNO DOPO L'INCENDIO 1970-71
 SECONDO ANNO DOPO L'INCENDIO 1971-72

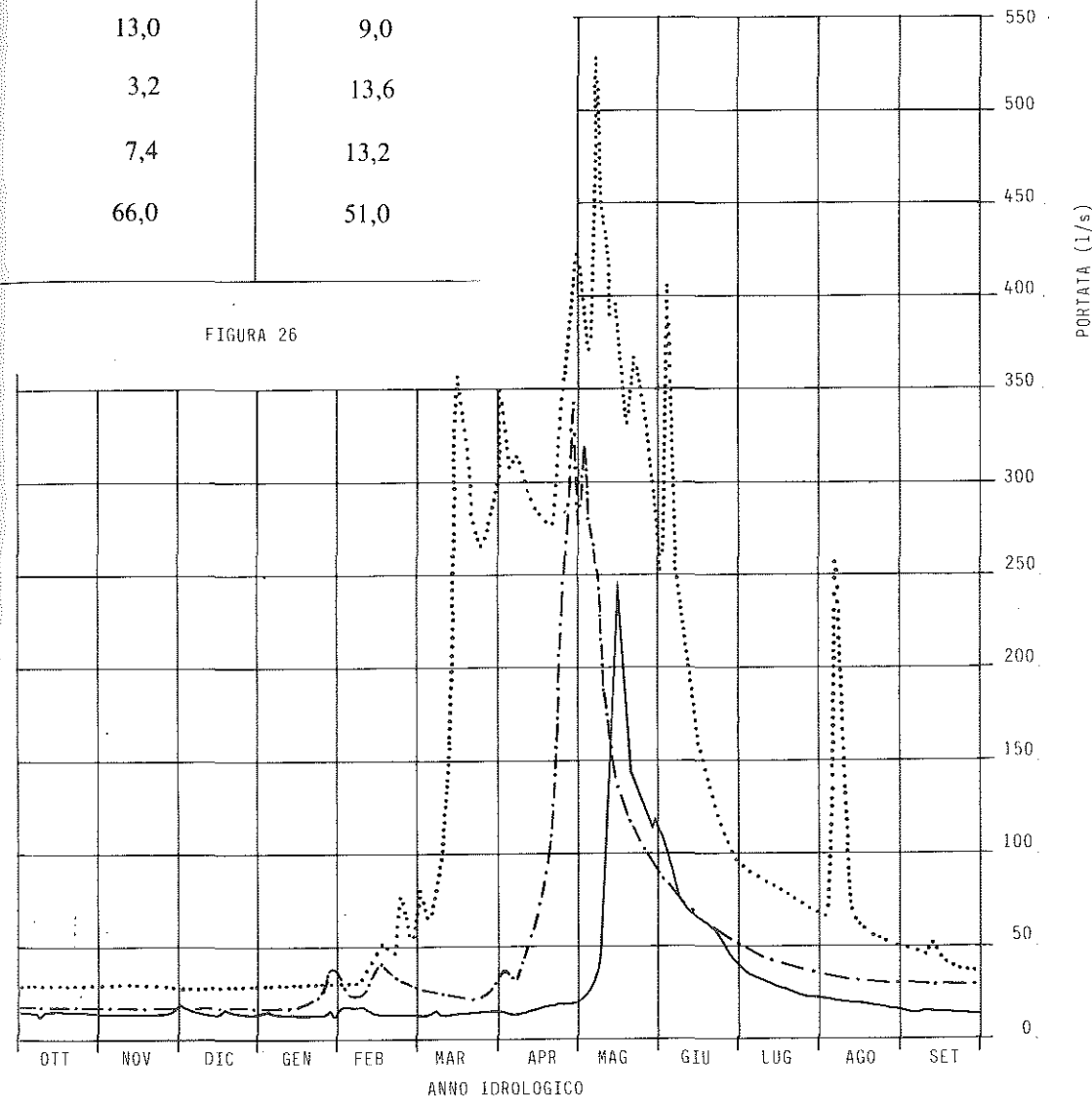


FIGURA 26

Andamento dei deflussi prima e dopo l'incendio nel bacino Burns Creek (Entiat Experimental Forest, Washington) (da HELVEY, 1973).

Andrews Experimental Forest, trova concentrazione di sedimento sospeso aumentata di 67 e 28 volte, rispettivamente il primo e il secondo anno dopo l'incendio.

Altro parametro che viene modificato in seguito alla distruzione della vegetazione e che, accanto agli eccessi di torbidità può divenire fattore limitante per la vita acquatica, è la temperatura dell'acqua del torrente, come prevedibile effetto del mancato ombreggiamento e dell'aumentata insolazione diretta. *Levno e Rothacher* (1969) parlano di incrementi di 6.7°C e 7.8°C nel mese di giugno dopo taglio e bruciatura dei residui.

Helvey et al (1976) dopo un incendio spontaneo trovano incrementi di 12.2°C.

Come riflesso della lisciviazione dal suolo e dai versanti, viene poi ad aumentare nell'acqua del canale la concentrazione di elementi nutritivi, come già indicato in tab. VIII e in tab. IX per la presenza di N e dei cationi principali.

NOTA

(¹) Appare significativo quanto riferito da *Reinhart* (1964) che, usando un infiltrometro a doppio cilindro riscontrò che la capacità di infiltrazione dopo l'esbosco nella Fernow Experimental Forest si conservava più elevata dei valori di intensità di pioggia, non così però per le vie di strascico, dove si originava di conseguenza deflusso superficiale. *Tackle* (1962), misurando l'infiltrabilità in foreste miste di conifere, trovò che essa il primo anno dopo l'esbosco veniva ridotta sulle vie di strascico e sulle aree dove il suolo era stato rimosso rispettivamente al 4.1% e al 15.4% dei valori registrabili nelle zone indisturbate. Così pure, nello stato di Washington sud-occidentale l'esbosco con trattore diminuì la permeabilità del 93% sulle piste, e del 35% sull'area rimanente della tagliata. (*Steinbrenner e Gessel*, 1955).

BIBLIOGRAFIA

- ANDERSON H.W., 1954. *Suspended sediment discharge as related to streamflow, topography, soil and land use*. Amer. Geophys. Union Trans., 35.
1976. *Fire effects on water supply, floods and sedimentation*. Proceed. 15th Ann. Tall Timbers Fire Ecol. Conf., Pacific Northwest.
- AREND J.L., 1941. *Infiltration rates of forest soils in the Missouri Ozarks as affected by weed burning and litter removal*. Journ. Forestry, 39.
- BERNDT H.W., 1965. *Early effects of forest fire on streamflow characteristics*. USDA For. Serv. Note PNW 148, Portland, Oregon.
- BESCHTA R.L., 1978. *Long-term Patterns of Sediment Production Following Road Construction and Logging in the Oregon Coast Range*. Wat. Res. Res., 14 (6).
- BISHOP D.M., STEVENS M.E., 1964. *Landslides on logged areas in southeast Alaska*. USDA For. Serv. Paper NOR - 1, Juneau, Alaska.
- BOSCHI V., CHISCI G., 1978. *Influenza delle colture e delle sistemazioni superficiali sui deflussi e l'erosione in terreni argillosi di collina*. Genio Rurale, IV.
- BRENDER E.V., COOPER R.W., 1968. *Prescribed burning in Georgia's Piedmont loblolly pine stands*. Journ. Forestry, 66.
- BROWN G.W., KRYGIER J.T., 1971. *Clear-Cut Logging and Sediment Production in the Oregon Coast Range*. Wat. Res. Res., 7 (5).
- BROWN G.W., GAHLER A.R., MARSTON R.B., 1973. *Nutrient losses after clear-cut logging and slash burning in the Oregon Coast Range*. Water Res. Res., 9 (5).
- BROWN J.A.H., 1972. *Hydrologic effects of a brushfire in a catchment in southeastern New South Wales*. Journ. Hydrol., 15.
- BROZKA R.J., ROLFE J.L., ARNOLD L.E., 1982. *First Year Effects of Clearcutting an Oak-Hickory Watershed on Water Yield*. Wat. Res. Bull., 18 (1).
- CAMPBELL R.E., BAKER M.B., FFOLLIOTT P.F. et al., 1977. *Wildfire effects on a ponderosa pine ecosystem: An Arizona case study*. USDA For. Serv., Calif. For. and Range Exp. Sta., Misc. Paper 3.
- CLARY W.P., FFOLLIOTT P.F., 1969. *Water holding capacity of ponderosa pine forest floor layers*. Journ. Soil Water Conserv., 24.
- COLMAN E.A., 1953. *Fire and water in southern California's mountains*. USDA For. Serv., Calif. For. Range Exp. Sta. Misc. Paper 3.
- COPELAND O.L., 1963. *Land use and ecological factors in relation to sediment yields*. Pap. pres. at Fed. Int. agency Sedimentation Conf. (Jan 28-31, Jackson, Mississippi).
- CROUSE R.P., 1961. *First-year effects of land treatment on dryseason streamflow after a fire in southern California*. USDA For. Serv. Res. Note 191, Pacific Southwest For. Range Exp. Sta., Berkeley, California.
- CUSHWA C.T., HOPKINS M., Mc GINNES B.S., 1971. *Soil movement in established gullies after a single prescribed burn in the South Carolina Piedmont*. USDA For. Serv. Res. Note SE-153.
- DAVIS J.D., 1977. *Southern California reservoir sedimentation*. Preprint, Am. Soc. of Civ. Eng. Fall. Conv. and Exhib.
- DE BANO L.F., 1971. *The effect of hydrophobic substances on water movement during infiltration*. Soil Sci. Amer. Proc., 35.
- DE BANO L.F., CONRAD C.E., 1976. *Nutrients lost in debris and runoff water from a burned chaparral watershed*. Third Int. Agcy Sedimentation Conf. (March 1976, Denver, Colorado) Proceed.
- DE BANO L.F., RICE R.M., CONRAD C.E., 1979. *Soil Heating in Chaparral Fires: effects on soil properties, plant nutrients, erosion and runoff*. USDA Res. Paper PSW-145, Berkeley, California.
- DE BANO L.F. et al., 1970. *Traslocation of Hydrophobic Substances into Soil by Burning Organic Filter*. Soil Sci. Soc. Amer. Proceed., 34 (1).
- DE BYLE N.V., PACKER P.E., 1972. *Plant Nutrients and Soil Losses in Overland Flow from Burned Forest Clearcuts*. In: Watersheds in transition, Proc of Symp. sponsored by Am. Water Res. Assoc. and Colorado State Univ..
- DEITRICH T.L., MEIMAN J.R., 1974. *Hydrologic effects of patch-cutting of lodgepole pine*. Hydrol. Pap. 66, Colorado State Univ., Fort. Collins.
- DUNFORD E.G., 1954. *Surface runoff and ero-*

- sion from pine grasslands of the Colorado Front Range. *Journ. Forestry*, 52.
- DYRNESS C.T., 1965. *Soil surface condition following tractor and high-lead logging in the Oregon Cascades*. *Journ. Forestry*, 63.
- , 1966. *Erodibility and Erosion potential of Forest Watersheds*. Repr. from: Int. Symp. on Forest Hydrology (Pennsylvania, Aug. 29 - Sept. 10, 1965), Pergamon Press, Oxford & New York.
- , 1976. *Effect of wildfire on soil wettability in the High Cascades of Oregon*. USDA For Serv. Res. Paper PNW-202, Portland, Oregon.
- FREDRIKSEN R.L., 1965. *Sedimentation after logging road construction in a small western Oregon watershed*. In: Proc. Fed. Inter-agency Sedimentation Conf., 1963, Misc. Pub. N. 970, USDA Res. Serv., Washington.
- , 1970. *Erosion and sedimentation following road construction and timber harvest on instable soils in three small western Oregon watersheds*. USDA Forest Serv. Res. Paper PNW-104, Portland, Oregon.
- FREDRIKSEN R.L., HARR R.D., 1979. *Soil, Vegetation and Watershed Management*. In «Forest Soils of the Douglas Fir Region». Washington State Univ. Coop. Ext., Cap. XIII.
- FREDRIKSEN R.L., MOORE D.G., NORRIS L.A., 1973. *The impact of Timber Harvest, Fertilization and Herbicide Treatment on Stream water Quality in West Oregon and Washington*. For. Soil and For. Land Mgmt. Proc. of the 4th N. Americ. For. Soils Conf., Les Presses de l'Université Laval, Quebec.
- FUJIWARA K., 1970. *A study of the landslides by aerial photographs*. Hokkaido Univ., Coll. Exp. For., Res. Bull., 27 (2).
- GARCIA R.M., PASE C.P., 1967. *Moisture-retention capacity of litter under two Arizona chaparral communities*. USDA For. Serv. Res. Note RM-85, Fort Collins, Colorado.
- GIFFORD G.F., HAWKINS R.H., 1978. *Hydrological Impact of Grazing on Infiltration: A Critical Review*. *Wat. Res. Res.*, 14 (2).
- GONSIOR M.J., GARDNER R.B., 1971. *Investigation of Slope Failures in the Idaho Batholith*. U.S. For. Serv. Res. Paper INT-97, Odgen, Utah.
- HADLEY R.F., 1974. *Sediment yield and land use in Southwest United States*. Proc. of the Paris Symposium (September 1974), IAHS Public. n. 113.
- HARR R.D., 1976. *Forest practices and streamflow in western Oregon*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-49, Portland, Oregon.
- HARR R.D., FREDRIKSEN R.L., ROTHACHER J., 1979. *Changes in Streamflow Following Timber Harvest in Southwestern Oregon*. USDA For. Serv. Res. Paper PNW-249, Portland, Oregon.
- HARR R.D., HARPER W.C., KRYGIER J.T., HSIEH F.S., 1975. *Changes in Storm Hydrographs After Road Building and Clear-Cutting in the Oregon Coast Range*. *Wat. Res. Res.*, 11 (3).
- HART G.E., LOMAS D.A., 1979. *Effects of Clearcutting on Soil Water Depletion in an Engelmann Spruce Stand*. *Wat. Res. Res.*, 15 (6).
- HAUPT H.F., 1960. *Variation in areal disturbance produced by harvesting methods in ponderosa pine*. *Jour. Forestry*, 58.
- HAUPT H.F., KIDD W.J., 1965. *Good logging practices reduce sedimentation in Central Idaho*. *Journ. Forestry*, 63.
- HELVEY J.D., 1973. *Watershed behaviour after forest fire in Washington*. Proceed. Irrig. Drain. Div. Conf. (Fort Collins, Colorado, Apr. 22-24, 1973), Am. Soc. Civ. Engin.
- , 1980. *Effects of a north Central Washington wildfire on runoff and sediment production*. *Wat. Res. Bull.*, 16 (4).
- HELVEY J.D., TIEDEMANN A.R., FOWLER W.B., 1976. *Some climatic and hydrological effects of wild-fire in Washington State*. *Ann. Proc. Tall. Timbers Fire Ecol. Conf.* n. 15.
- HIBBERT A.R., 1967. *Forest treatments effects on water yield*. In: *Forest Hydrology*, (Sopper e Lull), Pergamon Press, New York.
- HORNBECK J.W., PIERCE R.S., 1969. *Changes in Snowmelt Runoff after Forest Clearing on a New England Watershed*. *Est. Snow Conf. Proc.*
- HORNBECK J.W., PIERCE R.S., FEDERER C.A., 1970. *Streamflow Changes after Forest Clearing in New England*. *Wat. Res. Res.*, 6 (4).
- JENSEN F., COLE G.F., 1965. *South Fork of the Salmon River storm and flood report*. *Inter. For. Range Exp. Stat.*, Boise, Idaho.
- JOHNSTON R.S., 1970. *Evapotranspiration from bare, herbaceous, and aspen plots: A check on a former study*. *Wat. Res. Res.*, 6 (1).
- , 1975. *Soil water depletion by lodgepole pine on glacial till*. USDA For. Serv. Res. Note INT-199, Washington.
- KIDD W.J., KOCHENFERDER J.N., 1973. *Soil Constrains of Logging Road Construction on Steep Land East and West*. *Journ. Forestry*, 71 (5).
- KITTREDGE J., 1955. *Litter and forest floor of the chaparral in parts of the San Dimas Experimental Forest, California*. *Hilgardia*, 23.
- KLOCK G.O., 1975. *Impact of five postfire salvage logging systems on soils and vegetation*. *Journ. Soil Wat. Conserv.*, 30 (2).
- KLOCK G.O., HELVEY J.D., 1976. *Debris flows following wildfire in north central Washington*. In: Proc. Third Fed. Intcy Sedimentation Conf., *Wat. Res. Council*.
- , 1976. *Soil water trends following wildfire on the Entiat Experimental Forest*. *Ann. Proc. Tall Timbers Fire Ecol. Conf.*, 15.
- LEAF C.F., 1966. *Sediment Yields from High Mountain Watersheds, Central Colorado*. U.S. For Serv. Res. Paper RM-23.
- , 1970. *Sediment yields from Central Colorado Snow Zone*. *Journ. Hydr. Div. Proc. Am. Soc. Civ. Engin.*, 96 (HY1).
- LEVNO A., ROTHACHER J., 1969. *Increases in maximum stream temperatures after slash burning in a small experimental watershed*. USDA For. Serv. Res. Note PNW110, Portland, Oregon.
- LIEBERMAN J.A., HOOVER M.D., 1948. *Protecting quality of streamflow by better logging*. *South. Lumberman*, Dec. 15.
- LUSBY G.C., 1970. *Hydrologic and biotic characteristics of grazed and ungrazed watersheds on the Badger Wash basin, Western Colorado*. U.S. Geol. Survey Water Supply Paper 1532-D.
- MEDVICK C., 1965. *Why reforest surface mined areas?* *Mining Cong. Journ.*, 51 (6).
- MEGAHAN W.F., 1972. *Logging, Erosion, Sedimentation: Are they Dirty Words?* *Journ of Forestry*, 70 (7).
- , 1979. *Effects of forest practices on runoff and erosion*, Università di Padova, Ist. Ecol. e Selv.
- MEGAHAN W.F., KIDD W.J., 1972. *Effects of logging and logging roads on erosion and sediment deposition from steep terrain*. *Journ. Forestry*, 70 (3).
- , 1972. *Effects of logging roads on sediment production rates in the Idaho Batholith*. USDA For. Serv. Res. Paper INT-123, Odgen, Utah.
- MEIMAN J.R., 1968. *Snow accumulation related to elevation, aspect and forest canopy*. Nat. Workshop Semin, Snow Hydrol., Fredericton, New Brunswick.
- OSBORN B., 1954. *Soil splash by raindrop impact on bare soils*. *Journ. Soil. Wat. Cons.*, 9.
- PACKER P.E., WILLIAMS B.D., 1974. *Logging and Prescribed Burning Effects on the Hydrologic and Soil Stability Behaviour of Larch / Douglas-Fir Forests in the Northern Rocky Mountains*. Proc. Montana Tall Timbers Fire Ecology Conf. Fire Land Managm. Symp., n. 14.
- PASE C.P., INGEBO P.A., 1965. *Burned chaparral to grass: Early effects on water and sediment yields from two granitic soil watersheds in Arizona*. Proc. Ann. Arizona Watershed Symp.
- PELISHEK R.E., OSBORN J.F., LETEY 1962. *The effects of wetting agents on infiltration*. *Soil Sci. Soc. Amer. Geophys. Union Trans.*, 34.
- PIERCE R.S., HORNBECK J.W., LIKENS G.E., BORMANN F.H., 1970. *Effect of Elimination of Vegetation on Stream Water Quantity and Quality*. IASH-UNESCO Symp. on Results of Research on Representative and Experimental Basins, Wellington.
- PIERCE R.S., KELLER H.M., 1980. *Forest land use impacts on upstream water sources*. Proc. ed. Duncan e Rzoska, MAB 5, Wien.
- REINHART K.G., 1964. *Effect of a commercial clearcutting in West Virginia on overland flow and storm runoff*. *Jour. Forestry*, 62.
- REINHART K.G., ESCHNER A.R., 1962. *Effect on Streamflow of Four Different Forest Practices in the Allegheny Mountains*. *Journ. of Geoph. Res.*, 67 (6).
- REINHART K.G., ESCHNER A.R., TRIMBLE G.R., 1963. *Effect on streamflow of four forest practices in the mountains of West Virginia*. U.S. Forest Serv. Res. Paper NE-1.
- RICE R.M., 1974. *The hydrology of chaparral watersheds*. In: Proc. Symp. on Living with the Chaparral (March 30-31, 1973, Univ. of California), Riverside, California.
- , 1977. *Forest management to minimize land-*

- slides risk*. FAO Conserv. Guide, Rome, 1, XVI.
- RICE R.M., ROTHACHER J.S., MEGAHAN W.F., 1972. *Erosional consequences of timber harvesting: an appraisal*. In: Proc. Nat. Symp. on Watersh. in trans., Color. State Univ.
- RICE R.M., WALLIS J.R., 1962. *How a logging operation can affect streamflow*. Forest Industries, Nov..
- RICH L.R., 1962. *Erosion and sediment movement following a wildfire in a ponderosa pine forest in Central Arizona*. USDA For. Serv., Rocky Mountain For. Range Exp. Sta., 12.
- RICH L.R., GOTTFRIED G.J., 1976. *Water Yields Resulting from Treatments on the Work-man Creek Experimental Watershed in Central Arizona*. Wat. Res. Res., 12 (5).
- ROTHACHER J.S., 1970. *Managing forest land for water quality*. FAO-USSR Int. Symp. on Forest Influences and watershed management (Moscow, Aug. 17-Sept. 6, 1970). FO: FWM 70/1.
- , 1973. *Does Harvest in West Slope Douglas-fir Increase Peak Flow in Small Forest Streams?* USDA Forest Serv. Res. Paper PNW-163, Portland, Oregon.
- ROTHACHER J.S., GLAZEBROOK T.B., 1968. *Flood damage in the National Forest of Region 6*, USDA Forest Serv. Pacific Northwest Forest and Range Exp. Sta., Portland, Oregon.
- ROWE P.B., COUNTRYMAN C.M., STOREY H.C., 1954. *Hydrologic analysis used to determine effects of fire on peak discharge and erosion rates in southern California watersheds*. For. and Range Exp. Sta., USDA For. Serv..
- SCHMIDT P., 1974. *Contributi alla conoscenza della situazione ambientale in Lombardia*. 1° Conv. Difesa dell'amb. e programmaz. in Lombardia. Milano 6-7 giugno.
- SINCLAIR J.D., HAMILTON E.L., 1955. *Streamflow reactions to a fire-damaged watershed*. In: Proc. Hydraul. Div. Am. Soc. of Civil Engin..
- SOPPER W.E., 1975. *Effects of Timber Harvesting and Related Management Practices on Water Quality in Forested Watersheds*. J. Environ. Qual., 4 (1).
- STEINBRENNER E.C., GESSEL S.P., 1955. *The effect of tractor logging on physical properties of some forest soils in southwestern Washington*. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 19.
- SUMAN R.F., HALLS L.K., 1955. *Burning and grazing affect physical properties of Coastal Plain forest soils*. USDA For. Serv. Southeast For. Exp. Sta., Res. Note 75.
- SWANSTON D.N., 1969. *Masswasting in coastal Alaska*. USDA Forest Serv. Res. Paper PNW-83, Portland, Oregon.
- , 1971. *Judging Impact and Damage of Timber Harvesting to Forest Soils in Mountainous Regions of Western North America*. West. Reforest. Coord. Comm., West For. and Conserv. Ass., Portland, Oregon.
- , 1971. *Principal soil movement processes influenced by road building, logging and fire*. Proc. of a Symp. Forest land uses and stream environment (Oct. 19-20, 1970. Corvallis, Oregon.).
- , 1971. *Slope stability problems associated with timber harvesting in Mountainous regions of the Western United States*. Symp. on Forested operations in Mount. Regions. (30 Aug. - 11 Sept. 1971. Krasnodar - USSR), LOG/SYMP. 5/25.
- SWANK W.T., DOUGLASS J.E., 1974. *Streamflow greatly reduced by converting deciduous hardwood stands to pine*. Science, N.Y., 185.
- TACKLE D., 1962. *Infiltration in a Western larch- Douglas fir stand following cutting and slash treatment*. U.S. For Serv. Intern. For. and Range Exp. Sta. Res. Note 89.
- TENNESSEE VALLEY AUTHORITY, 1962. *Reforestation and erosion control influences upon the hydrology of the Pine Tree Branch Watershed, 1941-1960*. TVA Division Water Control Planning.
- TIEDEMANN et al., 1979. *Effects of fire on water: A state of Knowledge Review*. USDA For. Serv. Gen. Techn. Report W0-10.
- WOOLDRIDGE D.D., 1960. *Watershed disturbance from tractor and skyline crane logging*. Journ. Forestry, 58.
- , 1967. *Water transport in soils and streams*. In: Transport Phenomena in Atmospheric and Ecological Systems. Amer. Soc. Mech. Eng. Proc.
- WRIGHT H.A., CHURCHILL F.M., STEVENS W.C., 1976. *Effect of prescribed burning on sediment, water yield and water quality from dozed juniper lands in Central Texas*. Journ. Range Manag., 29.