



Universidad Austral de Chile

Escuela de Agronomía

Determinación de parámetros químicos y poblaciones bacterianas del suelo relacionadas con el ciclo del carbono y nitrógeno, antes y después de la quema de residuos de cosecha de trigo

Memoria presentada como parte de los requisitos para optar al título de Ingeniero Agrónomo

Yohanna Lizbeth Soto Contreras

Valdivia – Chile

2009

PROFESOR PATROCINANTE:

Eduardo Valenzuela F.
Lic. Cs., M. Sc. Dr. Cs.
Instituto de Microbiología

PROFESORES INFORMANTES:

Dante Pinochet T.
Ing. Agr., M. Sc., Ph. D.
Instituto de Ingeniería Agraria y suelos

Roberto Mac Donald H.
Ing. Agr., M. Sc.
Instituto de Ingeniería Agraria y suelos

INDICE DE MATERIAS

Capítulo		Página
	RESUMEN	1
	SUMMARY	2
1	INTRODUCCIÓN	3
2	REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	5
2.1	El trigo (<i>triticum ssp</i>)	5
2.1.1	Producción de trigo en Chile	5
2.1.2	Producción y superficie del cultivo en la X y XIV Región	5
2.2	Cosecha del trigo	8
2.3	Residuos agrícolas	8
2.3.1	Componentes de los residuos	10
2.3.2	Volumen de residuos de cosecha de trigo en la X y XIV Región	10
2.3.3	Destino de los residuos de cosecha de trigo	10
2.4	Quemas e incendios	11
2.5	Quema de rastrojos	12
2.6	Incidencia de la quema de residuos sobre el suelo	13
2.6.1	Efectos de la quema en las propiedades físicas del suelo	15
2.6.2	Efectos de la quema en las propiedades químicas del suelo	15
2.6.2.1	Efecto de la quema sobre el nitrógeno del suelo	15
2.6.2.2	Efecto de la quema sobre el Fósforo del suelo	16
2.6.2.3	Efecto de la quema sobre el potasio del suelo	18
2.6.3	Incidencia de la quema en la microfauna del suelo	18

3	MATERIAL Y METODOS	20
3.1	Material biológico	20
3.2	Reactivos	20
3.3	Equipo de laboratorio y otros	20
3.4	Otros	20
3.5	Métodos	21
3.5.1	Área de estudio	21
3.5.2	Toma de muestra de suelo	21
3.5.3	Recuento de bacterias quimioorganoheterótrofas psicrófilas viables del suelo	21
3.5.4	Determinación de grupos funcionales bacterianos	21
3.5.4.1	Determinación de bacterias desnitrificantes	21
3.5.4.2	Determinación de bacterias amonificantes	22
3.5.4.3	Determinación de bacterias nitrificantes	22
3.5.4.4	Determinación de bacterias proteolíticas	22
3.5.4.5	Determinación de bacterias amilolíticas	22
3.5.4.6	Determinación de bacterias celulolíticas	22
3.5.5	Determinación de parámetros químicos del suelo	22
3.5.5.1	Determinación de bases de intercambio	22
3.5.5.2	Determinación del aluminio extractable del suelo	23
3.5.5.3	Determinación del Al intercambiable	23
3.5.5.4	Determinación del carbono (C) orgánico o total y materia orgánica del suelo	23
3.5.5.5	Determinación del carbono soluble del suelo	23
3.5.5.6	Determinación del nitrógeno mineral del suelo	24
3.5.5.7	Determinación del P disponible en suelo	24

3.5.5.8	Determinación del azufre (S) en el suelo	24
3.5.5.9	Determinación de pH del suelo	24
3.5.5.10	Determinación de la humedad del suelo	25
3.5.6	Determinación de enzimas del suelo	25
3.6	Diseño experimental y análisis estadístico	25
4	PRESENTACION DE RESULTADOS	27
4.1	Población bacteriana	27
4.2	Determinación de bacterias desnitrificantes	27
4.3	Determinación de bacterias nitrificantes	28
4.4	Determinación de bacterias amonificantes	28
4.5	Determinación de bacterias proteolíticas	28
4.6	Determinación de bacterias amilolíticas	30
4.7	Determinación de bacterias celulolíticas	30
4.8	Determinación de parámetros químicos del suelo	32
4.8.1	Determinación de bases de intercambio del suelo	32
4.8.2	Determinación del aluminio extractable del suelo	33
4.8.3	Determinación del Al intercambiable	33
4.8.4	Determinación del nitrógeno mineral (Nitratos y amonios)	33
4.8.5	Determinación del P disponible	34
4.8.6	Determinación del Azufre en el suelo	34
4.8.7	Determinación del C orgánico o total y materia orgánica	34
4.8.8	Determinación del C soluble del suelo	34
4.8.9	Determinación de la humedad del suelo	34
4.8.10	Determinación de pH del suelo	34
4.9	Determinación de enzimas del suelo	35

4.9.1	Determinación de amilasas del suelo	35
4.9.2	Determinación de las celulasas del suelo	35
4.9.3	Determinación de las fosfatasas ácidas del suelo	35
4.9.4	Determinación de las fosfatasas alcalinas del suelo	36
4.9.5	Determinación de las ureasas del suelo	36
4.10	Relación entre los parámetros químicos del suelo con las poblaciones bacterianas y enzimas del suelo	36
4.11	Parámetros químicos versus poblaciones bacterianas	37
4.12	Parámetros químicos versus enzimas	37
5	DISCUSIÓN DE RESULTADOS	38
5.1	Recuento de bacterias quimioorganoheterótrofas psicrófilas viables	38
5.2	Evaluación de grupos funcionales bacterianos	38
5.3	Evaluación de parámetros químicos	40
5.4	Relación parámetros químicos del suelo con poblaciones bacterianas y enzimas del suelo	43
6	CONCLUSIONES	44
7	BIBLIOGRAFIA	45
8	ANEXOS	50

INDICE DE CUADROS

Cuadro		Página
1	Superficie en hectáreas (ha) sembrada de cereales en Chile periodo 1996/97 al 2005/06	6
2	Producción de cereales (toneladas) en Chile periodo 1996/97 al 2004/05	7
3	Superficie, producción y rendimiento de trigo en la X y XIV región	7
4	Cantidad de nutrientes presentes en una tonelada de rastrojo de trigo	9
5	Ventajas y desventajas de la quema de residuos	13
6	Diseño del ensayo para la medición de parámetros químicos del suelo, ejemplo determinación de N	25
7	Diseño del ensayo para los datos de los grupos funcionales bacterianos, ejemplo desnitrificación	26
8	Población bacteriana quimioorganoheterótrofa psicrófila viable del suelo	27
9	Determinación de parámetros químicos en muestras de suelo a 0-5 cm de profundidad, en tres periodos ACT, IDQR y D6MQR	32
10	Determinación de amilasa, celulasa, fosfatasa ácida, fosfatasa alcalina, ureasa en muestras de suelo (0-5 cm de profundidad), sometido a quema de rastrojos en el sector de Cuinco alto, comuna de La Unión, XIV Región de los Ríos	35
11	Correlación entre los parámetros químicos con las poblaciones bacterianas y enzimas determinadas en muestras de suelo (0-5 cm de profundidad), sometido a quema de rastrojos en el sector de Cuinco alto, comuna de La Unión, XIV Región de los Ríos	37

INDICE DE FIGURAS

Figura		Página
1	Consecuencias de la quema de residuos	14
2	Esquema del sistema del P en el suelo	17
3	Recuento de bacterias relacionadas con el ciclo del nitrógeno en muestras de suelo (profundidad 0-5 cm) antes de la cosecha de trigo (ACT), inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigo (IDQR) y finalmente después de 6 meses de la quema de rastrojos de trigo (D6MQR). A: Desnitrificantes; B: Nitrificantes; C: Amonificantes y D: Proteolíticas	29
4	Recuento bacterias amilolíticas (A) y celulolíticas (B) en muestras de suelo (prof. 0-5 cm) antes de la cosecha de trigo (ACT), inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigo (IDQR) y finalmente después de 6 meses de la quema de los rastrojos de trigo (D6MQR)	31

INDICE DE ANEXOS

Anexo		Página
1	Medio de cultivo para la desnitrificación	50
2	Medio de cultivo para la nitrificación	50
3	Medio de cultivo para la Amonificacion	50
4	Medio de cultivo para la amilolisis	51
5	Medio de cultivo para la proteólisis	51
6	Medio de cultivo para la celulolisis	51
7	Medio de cultivo para desarrollo bacteriano	52
8	Reactivo nitrato	52
9	Reactivo difenilamina	52
10	Reactivo nessler	52

RESUMEN

Se estudiaron cuantitativamente las poblaciones bacterianas, grupos funcionales y parámetros químicos (bases de intercambio, fósforo, nitrógeno, azufre, materia orgánica, carbono total y soluble, pH y humedad) en muestras de suelo trumao (0 – 5 cm de profundidad) del Sector de Cuinco alto, La Unión, XIV Región de los Ríos, Chile, antes (ACT), inmediatamente después de la quema (IDQR) y 6 meses post quema de rastrojos (D6MQR). Las poblaciones bacterianas se determinaron por diluciones seriadas de las muestras de suelo, sembrando en agar-peptona. Para los grupos funcionales las diluciones fueron sembradas en medios de cultivos específicos para cada población. Los parámetros químicos se determinaron mediante métodos rutinarios, entre otros, por el método Kjeldahl, Olsen, por extracción K_2SO_4 0.5M, por titulación, por turbidimetría, etc. El pH con un pH-metro y la humedad del suelo por diferencia de masa antes y después del secado (105 °C).

El mayor recuento de las poblaciones bacterianas (113×10^3 UFC/gsh), se determinó antes de la cosecha del trigo. Las bacterias amonificantes registraron los mayores recuentos poblacionales y las nitrificantes las menores poblaciones. En relación a los parámetros químicos, los valores de las bases aumentaron inmediatamente después de la quema de residuos, excepto calcio. Aumentaron también azufre y materia orgánica, el fósforo y nitrógeno disminuyeron, pero no significativamente. El pH aumento en 0,4 unidades inmediatamente después de la quema de residuos y no existió diferencias significativas en cuanto a la humedad del suelo. En la primera correlación, entre los parámetros químicos y poblaciones bacterianas, se observó la única correlación positiva entre el pH y la población desnitrificante, mientras que la única correlación negativa fue entre nitrógeno y la población amilolítica. Con respecto a la relación entre los parámetros químicos y enzimas, la mayor y única correlación positiva la presentó la ureasa con respecto al pH, mientras que la única correlación negativa fue la celulasa con respecto al pH.

SUMMARY

Bacterial populations, functional groups and chemical parameters exchangeable (bases available, P, N, S, organic matter, total and soluble C, pH and humidity) were studied, in trumao soil samples (0 - 5 cm of depth) from Cuinco alto, La Union, Región de Los Ríos, Chile, before (AQR), immediately after (IDQR) and 6 months after wheat residues burning (D6MQR). The bacterial populations were determined by serial dilutions of soil samples cultivated in agar-peptone. For functional groups, dilutions were sown in specific culture medium for each population. Chemical parameters were determined by routine methods. pH was measured using a meter and soil water content by mass difference before and after drying the sample at 221 °F.

The highest count of the bacterial populations (113×10^3 CFU/g), was determined AQR samples. Ammonifying bacteria were the highest population counts and the nitrifying bacteria the lowest populations. On soil chemical parameters evaluated, exchangeable bases increased in IDQR samples, with the exception of Ca. S and organic matter were also increased. Available P and N were not significantly diminished. pH increased in 0,4 units in IDQR samples and was not significantly different on soil water content. Correlation analyses chemical among parameters and bacterial populations, shown positive correlation between pH and denitrifying populations, and negative correlation between mineral-N and amylolytic populations. Correlation between chemical parameters and enzymes activity, showed a positive correlation between urease and pH, and a negative correlation between pH and cellulase activity.

1 INTRODUCCION

El trigo es el principal cultivo en el mundo y el más importante para Chile, en términos de volumen, superficie y valor económico de la producción, presentando una particular fuerza en las regiones VII, VIII, IX, X y XIV, donde se concentra más del 80% de su producción y superficie de siembra. El trigo en la XIV Región presenta una importante superficie sembrada. Su producción genera residuos, que después de la cosecha quedan sobre el suelo, los cuales usualmente son eliminados, debido a problemas de mal establecimiento de plantas, cambios e intensificación de plagas y enfermedades y dificultad en el control de malezas. El productor utiliza generalmente la quema de estos residuos, siendo hasta hoy esta una práctica común en Chile.

Uno de los problemas que enfrenta la agricultura actual, por una intensificación del uso del recurso suelo, es la degradación paulatina de los suelos, generado por actividades de preparación de suelo para el buen establecimiento del cultivo siguiente, unas de estas prácticas es la aplicación del fuego para eliminar residuos de cosecha, causando pérdidas de materia orgánica.

La quema de la vegetación puede intensificar el proceso de acidificación, dado los períodos largos en que el suelo está expuesto a lixiviación de nutrientes. El impacto de esta actividad sobre la pérdida de suelo fértil, la desertización y la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas, sin contar con el riesgo de incendios y la emisión de dióxido de carbono a la atmósfera, son algunas de las consecuencias más negativas de esta práctica, además de modificar las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos. Esta última es fundamental para la solubilización, movilización y disponibilidad de los nutrientes.

De acuerdo a lo señalado se plantea la siguiente hipótesis:

La práctica agrícola de quema de rastrojos después de la cosecha, implica pérdidas de materia orgánica y nitrógeno; reduce la actividad enzimática y de microorganismos del suelo, y origina un leve incremento de las bases de intercambio y fósforo por las cenizas producidas.

Para aceptar o rechazar esta hipótesis se plantean los siguientes objetivos específicos:

- Evaluar la variación de las poblaciones bacterianas quimioorganoheterotrofas psicrófilas viables en muestras de suelo antes de la cosecha de trigo, al momento de la quema de los rastrojos y seis meses después de la quema de los rastrojos.
- Evaluar comparativamente las poblaciones bacterianas: amilolíticas, amonificantes, celulolíticas, desnitrificantes, proteolíticas y nitrificantes, en muestras de suelo en los tres periodos mencionados anteriormente.
- Evaluar las variaciones de: la materia orgánica, pH, Carbono, Nitrógeno, bases (Ca, Mg, Na, K), Aluminio, Fósforo y Azufre en muestras de suelo en los tres periodos mencionados anteriormente.

- Relacionar estadísticamente los parámetros químicos del suelo con las poblaciones bacterianas relacionadas con el ciclo del Carbono y Nitrógeno y las enzimas del suelo.

2 REVISION BIBLIOGRAFICA

2.1 El trigo (*Triticum spp*)

El trigo es una de las plantas que mayor importancia tiene en la vida del hombre, ya que es usado principalmente en su alimentación, es uno de los tres cereales más producidos globalmente junto al maíz y el arroz. Es uno de los cultivos que más se adaptan a gran diversidad de climas, pero las condiciones ideales se encuentran en las zonas templadas. A pesar que la semilla puede germinar desde una temperatura de 0 °C, no se normaliza hasta que ésta se eleva a 4 ó 5 °C, como límite inferior y 40 °C como límite superior; la temperatura óptima es de 28 °C. El trigo prospera en casi todos los suelos. Sin embargo, los rendimientos más altos se logran en suelos profundos, fértiles, de textura media, pendientes suaves, con buen drenaje, y con un buen contenido de materia orgánica (FUNDACION PARA LA INNOVACION AGRICOLA, 2006; FAIGUENBAUM, 2003). Presenta tres hábitos de crecimiento, siembras en otoño, invierno o primavera, por lo cual le permite al productor seleccionar la variedad que más se adapte a la condiciones ambientales del lugar (FAIGUENBAUM, 2003).

2.1.1 Producción de trigo en Chile. FAIGUENBAUM (2003), señala que el trigo, es el más cultivado en el mundo, con un promedio de 215 millones de hectáreas (ha) anuales en el periodo 1998/2002. En Chile la superficie sembrada, producción y rendimientos han ido variando a través de los años. En términos de volumen, superficie y valor económico de producción, el trigo es un cultivo muy importante para el país (JOBET, 2002). La zona donde actualmente se cultiva el trigo es muy variada, tanto desde el punto de vista del clima como del suelo y otros aspectos como riego. Es cultivado en gran parte del territorio Chileno, desde la I - XI regiones. De preferencia el cultivo del trigo está presente en la zona centro-sur de Chile, entre las regiones IV a la XIV, desarrollándose en la zona sur principalmente (FAIGUENBAUM, 2003). Se tiene que el promedio de superficie sembrada entre los años agrícolas 1996/97 al 2005/06 fue de 392.297 ha (Cuadro 1), con una producción promedio de 1.682.481 toneladas (Cuadro 2) (OFICINA DE ESTUDIOS Y POLITICAS AGRARIAS, 2006).

ACEVEDO (2003) dice que la zona sur de Chile, es la principal productora de trigo del país, y comparte junto con la VII y VIII región más del 80% de la producción y superficie de siembra.

2.1.2 Producción y superficie del cultivo en la X y XIV Región. La zona sur de Chile, con su clima moderadamente frío y altas precipitaciones, presenta condiciones ambientales favorables para la producción de trigo (FAIGUENBAUM, 2003).

La XIV Región de los Ríos, en cuanto a producción y superficie sembrada (Cuadro 3), se posiciona en el cuarto lugar en el ámbito nacional según la producción y superficie sembrada anual 2004/2005. En cuanto al rendimiento se encuentra en el tercer lugar a nivel nacional con 60,1 quintales métricos (qqm), para el mismo periodo (OFICINA DE ESTUDIOS Y POLITICAS AGRARIAS, 2006).

CUADRO 1 Superficie en hectáreas (ha) sembrada de cereales en Chile periodo 1996/97 al 2005/06.

CULTIVOS	1996 / 97	1997 / 98	1998 / 99	1999 / 00	2000 / 01	2001 / 02	2002 / 03	2003 / 04	2004 / 05	2005 / 06
	1_ /							2_ /		
TRIGO	398,643	383,622	338,583	391,580	414,000	426,100	415,660	420,400	419,660	314,720
AVENA	104,369	74,889	79,402	88,701	89,610	93,250	104,620	122,580	76,680	90,190
CEBADA	21,945	26,632	26,502	17,208	15,370	17,450	17,530	11,630	21,500	29,060
CENTENO	2,183	1,048	1,360	1,158	1,167	78	47	47		
MAIZ	86,522	100,342	73,284	69,275	82,550	87,270	109,600	119,320	134,280	123,560
ARROZ	25,748	26,702	14,696	25,768	28,550	27,980	28,230	24,900	25,030	27,980
TOTAL	639,409	613,235	533,827	593,690	631,247	652,128	675,687	698,877	677,150	585,510
Notas:1_ / Cifras del VI censo nacional agropecuario.										
2_ / Centeno, se consideró información año 2002/2003										

FUENTE: adaptado OFICINA DE ESTUDIOS Y POLITICAS AGRARIAS (2006).

CUADRO 2 Producción de cereales (toneladas) en Chile periodo 1996/97 al 2004/05.

CULTIVOS	1996 / 97	1997 / 98	1998 / 99	1999 / 00	2000 / 01	2001 / 02	2002 / 03	2003 / 04	2004 / 05
	1_/							2_/	
TRIGO	1,563,733	1,682,040	1,196,626	1,492,710	1,780,157	1,820,387	1,797,084	1,921,652	1,851,940
AVENA	335,886	250,155	201,277	247,936	344,527	416,297	488,050	538,600	357,352
CEBADA	81,578	115,350	81,473	59,639	65,454	77,151	77,010	56,156	102,417
CENTENO	6,382	2,882	3,537	2,396	3,735	219	127	127	
MAIZ	783,268	943,276	624,037	652,019	778,498	924,211	1,189,729	1,320,606	1,507,766
ARROZ	107,442	104,345	61,000	135,060	143,261	141,927	140,849	119,265	116,832
Nota : 1_/ Cifras del VI censo nacional agropecua 2_/ Centeno se consideró información año 2002/2003									

FUENTE: adaptado OFICINA DE ESTUDIOS Y POLITICAS AGRARIAS (2006).

CUADRO 3 Superficie, producción y rendimiento de trigo en la X y XIV región.

	1995 / 96	1996 / 97	1997 / 98	1998 / 99	1999 / 00	2000 / 01	2001 / 02	2002 / 03	2003 / 04	2004 / 05
SUPERFICIE(ha)	21,518	29,383	21,661	20,361	24,942	29,850	29,710	29,110	30,600	32,850
PRODUCCION(ton)	89,537	156,807	124,041	99,951	118,153	177,813	173,960	169,875	187,578	197,429
RENDIMIENTO(qqm/ha)	41.6	53.4	57.3	49.1	47.4	59.6	58.6	58.4	61.3	60.1

FUENTE: adaptado OFICINA DE ESTUDIOS Y POLITICAS AGRARIAS (2006).

2.2 Cosecha del trigo

La cosecha del trigo debe realizarse cuando el grano está totalmente maduro, es decir cuando ha llegado a su madurez fisiológica, este estado se puede percibir cuando el grano no se deja cortar transversalmente con la uña. En este estado presenta una humedad estimable de 30%, pero se aconseja comenzar a cosechar cuando el grano llegue al 15 -17% de humedad, debido a que se producen las mínimas pérdidas por desgrane natural, vuelco, pájaros, infestación de malezas y adversidades climáticas. Normalmente se demora hasta que el grano alcanza el 14%, (base de comercialización), ocasionando pérdidas de antes de la cosecha en cantidad y calidad (ROUSSEAU, 1984; FAIGUENBAUM, 2003).

En el caso de la zona sur, la cosecha se realiza a mediados del mes de marzo, período en que se ha logrado la madurez fisiológica del trigo. Esta fecha puede ser variable, dependiendo del clima y manejo agronómico (FAIGUENBAUM, 2003).

FAIGUENBAUM (2003) dice que, en la actualidad para la cosecha de trigo la tendencia es utilizar una máquina automotriz, esto permite una operación rápida y económica, disminuyendo además las pérdidas. Pero en predios pequeños, aún se usan otros métodos, como: "siega" o corte del trigo a mano, se hace con echona, es una operación en la que sólo debería emplearse en superficies pequeñas o terrenos accidentados donde no es posible la entrada de la máquina como colinas o terrenos con mucha pendiente. A medida que se va segando el trigo, se van haciendo atados o "gavillas" que van quedando paradas en el terreno mismo. Antiguamente, esta faena se hacía aplastando las gavillas extendidas con caballos (trilla) para luego ensacar, posteriormente a esto, se utilizaron trilladoras estacionarias que consisten en una especie de bandeja transportadora donde se echan las gavillas sueltas. La máquina automotriz, que se usa actualmente, combina la siega o la trilla simultáneamente y entrega el grano con un grado de limpieza bastante aceptable (ROUSSEAU, 1984).

Una consecuencia de la agricultura moderna es la producción de una gran cantidad de biomasa en la cosecha, por lo que la cantidad de residuos que queda en el campo es igual o mayor a la biomasa cosechada. En el cultivo de cereales esto significa dejar en el terreno varias toneladas de paja (Evans, 1993 citado por GARCÍA, 2003), los que comúnmente son eliminados del suelo vía quema (CROVETTO, 1992).

Si se estima que en el cultivo de trigo, aproximadamente se cosechan en forma efectiva el 42% del total de la planta en forma de grano, entonces la cantidad de residuos producida variaría según el rendimiento del sistema (RODRIGUEZ, 1993; FRASCHINA, 2003), y según Olavaria (1995), citado por LINDH (2004), serían entre 2 y 4 ton/ha de residuos asociados a la cosecha de grano.

2.3 Residuos agrícolas

Según MARTÍNEZ (2002) y ACEVEDO (2003), cuando se habla de residuos agrícolas o residuos de cosecha se refiere a la fracción o fracciones de un cultivo que no forman parte de la cosecha propiamente tal (parte aérea y subterránea de las plantas que permanecen en el suelo después de una cosecha), más aquella parte de esta que no cumple con los requisitos de calidad mínima para su comercialización. Estos residuos se caracterizan por una marcada estacionalidad, tanto por razón del momento de su producción como por la necesidad de retirarlos del campo en el menor tiempo posible para no interferir en otras tareas agrícolas y evitar la propagación de plagas e

incendios. Es importante poner cuidado con el período alelopático de los residuos en el suelo, que es de aproximadamente de 2 meses (abril-mayo), por esto es necesario retirarlos lo más pronto posible, ya que esto afecta al cultivo siguiente.

Los residuos vegetales tienen importancia en los microorganismos ya que influye de forma positiva en cuanto a número y actividad, si estos son incorporados al suelo (proceso de descomposición), además estos microorganismos tienen participación en las propiedades físico-químicas del suelo. Por esta razón se recomienda incorporar los residuos del cultivo al suelo para evitar erosión, deterioro del suelo y principalmente pérdidas de nutrientes importantes para las plantas (ACEVEDO, 2003).

Anualmente se producen en el mundo 2.962 millones de toneladas de residuos agrícolas, de los cuales la cantidad de los principales nutrientes (N, P, K) que podrían recuperarse de los residuos serían 74 millones de toneladas anuales en el mundo (Goh y Kumar, 2000 citado por LINDH, 2004).

Un estudio acerca del efecto del factor de manejo de residuos, realizado por Vidal y Troncoso (2000), citado por MATURANA y ACEVEDO (2003), en la precordillera andina de la VIII región, en suelos derivados de cenizas volcánicas (andisoles y ultisoles) arrojó los resultados que se muestran en el Cuadro 4:

CUADRO 4 Cantidad de nutrientes presentes en 1 ton de rastrojo de trigo.

Nutrientes	Kg/ton rastrojo
Nitrógeno (N)	5.800
Fósforo (P)	0.400
Potasio (K)	11.400
Calcio (Ca)	5.100
Magnesio (Mg)	0.900
Azufre (S)	1.200
Zinc (Zn)	0.005
Boro (B)	0.007
Hierro (Fe)	0.040
Manganeso (Mn)	0.020
Cobre (Cu)	0.009

FUENTE: MATURANA y ACEVEDO (2003).

En general, los principales elementos que contienen los diferentes cultivos son potasio, N y Ca. Los cereales se destacan por un mayor contenido de elementos monovalentes como K (MATURANA y ACEVEDO, 2003).

En Chile los residuos producidos por trigo, maíz y avena se estiman en 4 millones de toneladas por año con una cantidad de N: P: K asociados de 113.000 ton/año. Una cantidad de rastrojos de trigo equivalentes a 10 ton/ha, correspondientes a un rendimiento de 7 ton/ha de grano (Ejemplo de este rendimiento es la VIII Región), reciclaría al suelo en un año una cantidad de macronutrientes de 58 Kg de N; 4 Kg de P; 114 Kg de K; 12 Kg de S; 51 Kg de Ca y 9 Kg de Mg, los que valorados al precio del fertilizante más económico del mercado corresponden a US\$ 100 / ha. A demás de alrededor de 400 Kg de Carbono (C) por tonelada de rastrojo (ACEVEDO, 2002).

2.3.1 Componentes de los residuos. En los residuos vegetales se pueden diferenciar dos componentes; uno estructural y uno metabólico. El primero está definido por estructuras celulósicas, lignínicas, paredes celulares y polisacáridos estructurales; y los componentes metabólicos o citoplasmáticos, están definidos por proteínas, lípidos, ácidos nucleicos, almidones, etc., entre las cuales se encuentran la mayor proporción del nitrógeno de los tejidos vegetales (RODRIGUEZ, 1993).

Los residuos de trigo, presentan un alto contenido de celulosa y alrededor de un 10% de lignina, baja humedad y una relación C/N muy elevada, entre 80 y 100 (MARTINEZ, 2002). Tienen un bajo contenido de N, P, Ca y Mg (Zham y Chimitdorzhieva, 1995, citado por OLAVARRIA, 2000).

Dada la alta relación C/N de la paja, el enterrado conlleva inmovilización del nitrógeno del suelo, fenómeno que puede provocar "hambre de nitrógeno" en el siguiente cultivo. Este efecto negativo puede evitarse fácilmente aportando nitrógeno (de 6 a 12 Kg por ton de paja) a la paja en el momento de enterrarla (MARTINEZ, 2002).

2.3.2 Volumen de residuos de cosecha de trigo en la X y XIV Región. Si bien estas Regiones tienen una importante posición en la escala de producción nacional, también es cierto que gran parte de la masa cosechada de este cultivo corresponden a residuos agrícolas que quedan en el campo después de la cosecha, estorbando así las labores para el próximo cultivo (ACEVEDO, 2002; RUZ, 2004).

Existen problemas locales de manejo de los rastrojos, y específicamente trigo, principal cultivo de las rotaciones chilenas. Dependiendo de las condiciones de humedad y temperatura fundamentalmente, la tasa de acumulación de los rastrojos puede ser superior a su tasa de descomposición, por lo que al momento de la siembra es común encontrar en los campos sobre 6 ton /ha de rastrojo de trigo (ACEVEDO, 2002).

Como ya fue citado anteriormente, la cantidad de residuos depende del rendimiento obtenido. Un rendimiento de 7 ton/ha corresponderían a una cantidad de rastrojos de trigo equivalentes a 10 ton/ha (MATURANA y ACEVEDO, 2003).

2.3.3 Destino de los residuos de cosecha de trigo. Una vez efectuada la cosecha, los residuos deben ser retirados. Existen distintos procedimientos, más o menos factibles, según las diversas situaciones. Uno de ellos consistiría en enfardar la paja, labor que es útil en predios que cuentan con lechería, donde se utiliza para la alimentación o como lecho. Esta operación sería un costo adicional, se puede realizar a mano o con enfardadora y se realiza en el mismo momento que la cosecha (MARTINEZ, 2002).

Otro procedimiento para retirar la paja, sería mediante el empleo de una chopper, que picaría la paja y la descargaría en un coloso, con el cual sería sacada del potrero. En este caso el trabajo es más limpio que el anterior, debido a que el equipo corta el rastrojo a pocos centímetros del suelo (AVILÉS, 2004; CROVETTO, 1992).

La paja picada y dejada sobre el potrero, para ser enterrada con las próximas labores, también es otra posibilidad. La incorporación al suelo, para su compostaje en el suelo debe ser superficial. Este procedimiento podría ser el más recomendable de todos, debido a que se devuelve al suelo una importante cantidad de materia orgánica (ACEVEDO, 2002; MARTINEZ, 2002).

Por último, queda la alternativa de quemar el rastrojo, el menos recomendable de todos los procedimientos, por su efecto sobre el suelo y por que se priva a este de una restitución valiosa de materia orgánica, un recurso que siempre escasea en él.

En Chile, la quema de rastrojos antes del próximo cultivo es una práctica habitual (GARCIA, 2003), debido a lo costoso y complejo de la extracción de éstos residuos, el productor prefiere ir por el camino más fácil y menos costoso (CROVETTO, 1992).

Otros posibles usos de la paja, aunque minoritarios son los siguientes: obtención de papel paja, obtención de glucosa y furfural, componente en la fabricación de tableros, aislante y material de relleno en materiales de construcción, cultivo del champiñón, empleo como combustible, obtención de estiércol artificial, agente de aireación y/o fuente de carbono para el compostaje de residuos pastosos o excesivamente ricos en nitrógeno (CROVETTO, 1992; MARTINEZ, 2002).

2.4 Quemados e incendios. En Chile, el fuego ha estado presente en los campos, durante los procesos de colonización mediante los roces a fuego para habilitar terrenos para la agricultura y la ganadería y, en los tiempos modernos por una parte, como alternativa de manejo de los desechos agrícolas y forestales (HALTENHOFF, 1998).

La combustión de la vegetación, de tipo forestal y agrícola, tiene importancia sobre los procesos de alteración del equilibrio del medio ambiente. Es un factor importante de modificación y alteración de ecosistemas forestales, de cambio en la fisonomía natural y de impacto al medio ambiente en general (HALTENHOFF, 1998), además de influir en los procesos geomórficos e hidrológicos, en las propiedades físicas y químicas del suelo, en la pérdida de nutrientes, en la acumulación de biomasa, en la adaptación genética de las plantas, en la composición y diversidad vegetal, en la dinámica de la vida silvestre y su hábitad, y en la presencia y abundancia de insectos, parásitos y hongos (BARNES, *et al.* 1998).

En el caso de la quema controlada, es visto como la alternativa más práctica y económica para la eliminación de desechos y preparación de terrenos para producción silvoagropecuaria (HALTENHOFF H. 1998).

Según BARNES *et al.* (1998), el régimen de fuego se caracteriza por: el tipo de fuego, frecuencia, intensidad y severidad. El tipo de fuego se relaciona con la ubicación del fuego, es decir, si se concentra en la superficie del suelo (incendios superficiales), si se concentra en el suelo (incendios subterráneos) o en la corona (incendio de copas en el caso forestal). La frecuencia se refiere a la periodicidad con que ocurre el evento del incendio o quema. La intensidad está relacionada con la longitud de las llamas y la cantidad de energía generada, por la acción de la oxidación de la materia orgánica (FISHER y BINKLEY, 2000) y por la cantidad de humedad de los residuos Felton *et al.*

(1987) citado por ACEVEDO (2003). La severidad del fuego, se refiere a el grado de materia orgánica consumida por el fuego y la temperatura alcanzada, (Rowe 1983 citado por DE LUIS *et al.*, 2003).

2.5 Quema de rastrojos. Es sabido que en el mundo rural se usa el fuego como herramienta de trabajo para eliminar desechos derivados de las faenas agrícolas y forestales. Debido a los variados impactos negativos que genera esta práctica, es constantemente regulada para minimizar sus efectos (CORMA, 2005; ACEVEDO, 2003). Esta práctica provoca grandes problemas ambientales, ya que se generan en la combustión sustancias muy tóxicas que son liberadas al aire (INGENIERIA TÉCNICA AGRÍCOLA, 2000; CERTINI, 2005). La quema de rastrojos es una práctica muy habitual y extendida, que produce numerosos efectos indeseables especialmente sobre el suelo (incremento de la erosión y pérdida de la fertilidad a largo plazo), la atmósfera (gases invernadero), la vegetación, la fauna y el paisaje. Además de la destrucción de residuos de las cosechas, que son una fuente importante de materia orgánica, se produce una desnudez total del suelo durante un tiempo que aunque no muy largo, coincide con la época de lluvias, acentuando el riesgo de erosión. El incremento de temperatura por la combustión, produce importantes daños químicos que disminuyen igualmente la fertilidad del suelo (HALTENHOFF, 1998; GARCIA, 2003). Como aspectos favorables de la quema, se puede mencionar: destrucción de propágulos de malas hierbas, reducción de parásitos y patógenos, restitución de minerales al suelo, eliminación rápida del residuo (MARTINEZ, 2002). En el Cuadro 5 se muestra un resumen de lo anteriormente mencionado.

Felton *et al.* (1987) citado por ACEVEDO (2003), recomienda que en casos en que la quema sea inevitable, debería hacerse después de un periodo de lluvia, para minimizar pérdidas por lixiviación de los nutrientes liberados.

En un estudio realizado por ACEVEDO (2003), expone que la mayor variación de temperatura del suelo con la quema de rastrojos se produjo en el primer centímetro de suelo, alcanzando alrededor de 90 °C. Sin embargo, el periodo de ocurrencia de esta temperatura no superó los dos minutos. El segundo centímetro de suelo alcanzó 50 °C en este mismo periodo y bajo los tres centímetros de profundidad prácticamente no se produjo variación en la temperatura.

Desde fines de febrero hasta mediados de mayo, desde el norte de la Décima Región hasta la Provincia de Linares, se producen las quemas, que inciden en los cambios climatológicos, en el efecto invernadero (CRUZ, 2006)

Los rastrojos aportan al suelo Carbono y Nitrógeno, por lo que la quema de los residuos de la cosecha implica una pérdida de Nitrógeno y una disminución en la acumulación de Carbono orgánico. (ACEVEDO, 2003).

El diferente contenido de materia orgánica hace que el suelo quemado retenga menos agua y esté menos aireado. En cuanto a la fertilidad potencial del suelo, luego de años de análisis, se puede decir que la quema tiende a incrementar las cosechas en los primeros años, pero tiende a disminuirlas más a largo plazo (ACEVEDO, 2003).

CUADRO 5 Ventajas y desventajas de la quema de residuos.

<i>VENTAJAS</i>	<i>DESVENTAJAS</i>
Eliminación rápida del residuo.	Se destruye la Materia Orgánica.
Preparación del suelo para regeneración natural	Se produce Erosión por la desnudez de la tierra
Control de enfermedades y plagas	Contaminación de cursos de agua por cenizas y carbones
Limpieza de caminos, canales o cercos	Se afecta el aire por gases y partículas contaminantes
Mejoramiento de pastos para la alimentación del ganado	Eliminación de la Microflora y Microfauna

FUENTE: CORPORACION AUTONOMA REGIONAL DE LA FRONTERA NORORIENTAL (1998)

2.6 Incidencia de la quema de residuos sobre el suelo. El recurso suelo se ve amenazado continuamente debido a la quema y retiro de los residuos de una cosecha, involucrando su degradación, debido a la pérdida de nutrientes aportados por los rastrojos, lo que obliga a la aplicación de fertilizantes para restituir el deterioro (GARRIDO, 2002). Como resultado del flujo convectivo directo de las cenizas y como consecuencia de la acción del aire y el viento, puede resultar una importante pérdida de prácticamente la totalidad del C, S y N en la combustión (ACEVEDO, 2003).

Las diferencias que se presentan entre suelos en los que se practica la quema y aquellos en los que el rastrojo se incorpora son fundamentalmente dos: la elevada temperatura de los primeros centímetros del suelo durante la quema y la diferencia en materia orgánica. Las altas temperaturas de la combustión afectan a los microorganismos y a la pérdida de microfauna del suelo, vital para los procesos que intervienen en la estructura y fertilidad del mismo. Sin contar con el riesgo de ocasionar incendios en zonas naturales próximas a las parcelas agrícolas (MARTINEZ, 1995). Se ha demostrado que quemas intensas reducen la población de microorganismos y la permeabilidad del suelo. Pero el nivel de daño está directamente relacionado con la temperatura que alcanza el suelo en el proceso y duración de la quema (ACEVEDO, 2003).

El humo generado por las quemas y los restos de la mala combustión suben a la atmósfera agravando el efecto invernadero, que aumenta la temperatura de la tierra y disminuye las lluvias. Si la combustión de la paja es completa, la mayoría del C, H, O, N, S y P orgánico son transferidos al aire y cuando la combustión es inhibida por alguna razón, las cenizas quedan ennegrecidas y contienen materia orgánica residual (ACEVEDO, 2003).

La Figura 1 esquematiza, que la quema de rastrojos, utilizada para quitar los residuos después de una cosecha, deja al suelo en exposición, provocando degradación y erosión de este, sobrellevando a su vez una menor producción de biomasa,

productividad de cultivo y retorno económico en el cultivo siguiente, al perder fertilidad el suelo.

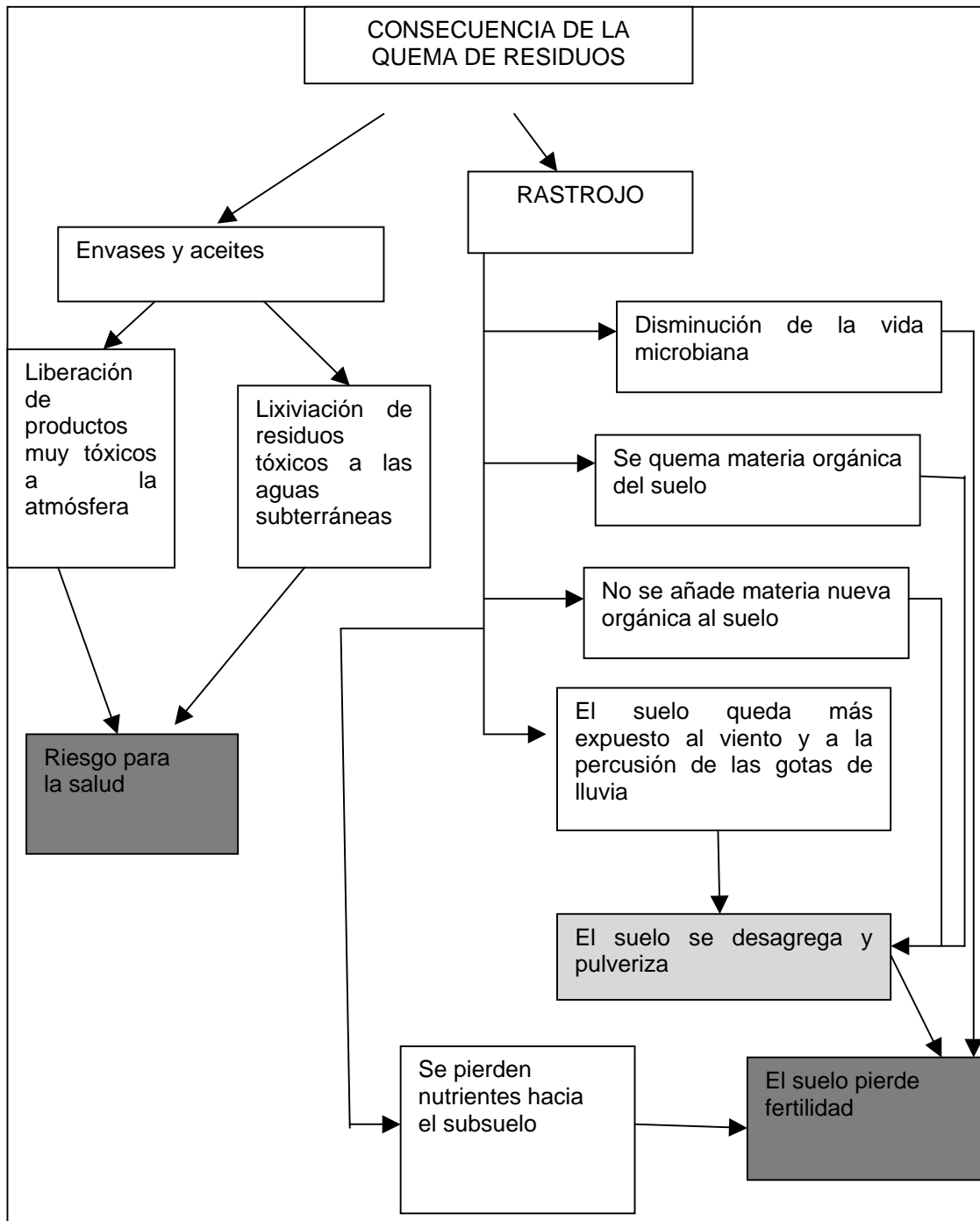


FIGURA 1 Consecuencias de la quema de residuos.
FUENTE: INGENIERIA TECNICO AGRICOLA (2000).

2.6.1 Efectos de la quema en las propiedades físicas del suelo. Según DEBANO *et al.* (2005), las características físicas importantes en el suelo que son afectadas por las quemadas serían: textura, estructura, densidad y porosidad del suelo. Las características físicas tales como mojabilidad y estructura se afectan a temperaturas relativamente bajas, mientras que el contenido de la arena de cuarzo, que contribuye a la textura, se afecta a temperaturas extremas del suelo. La fracción textural más sensible es la arcilla, que comienza a cambiar con temperaturas del suelo cerca de 400 °C DEBANO *et al.* (2005). Del mismo modo, Giovannini y Luchéis (1993) citado por DE LUIS *et al.* (2003) señalan que entre los efectos más importantes después de la quema en las características físicas del suelo, se han sugerido la modificación de la estructura por la mineralización parcial de los horizontes orgánicos, pues la temperatura deteriora la estabilidad de los agregados por la destrucción de la materia orgánica y las arcillas minerales resultando una reducción de la porosidad y un aumento de la escorrentía y la erosión. Doerr *et al.* (2000) citado por DE LUIS *et al.* (2003), acepta que los fuegos intensos pueden eliminar la capa orgánica superficial y dejar al descubierto una capa de suelo mineral con características hidrofóbicas, no dejando entrar el agua al suelo.

La estructura del suelo se ve afectada por la quema de residuos por dos razones, según DEBANO *et al.* (2005), primero porque la materia orgánica en un perfil del suelo se concentra en la superficie del suelo donde se expone directamente a la combustión y en segundo lugar, el valor de umbral para los cambios irreversibles en materia orgánica son bajos (50 a 60 °C).

2.6.2 Efectos de la quema en las propiedades químicas del suelo. El fuego es un factor importante de modificación e influye en las propiedades químicas del suelo, produciendo a veces un significativo daño, disminuyendo la fertilidad del suelo.

2.6.2.1 Efecto de la quema sobre el nitrógeno (N) del suelo. En el suelo se distinguen dos pool de N, desde el punto de vista de la nutrición de los cultivos: un pool de N activo y un pool de N pasivo. En el pool de N activo del suelo se encuentra el pool de N orgánico lábil, el pool de N orgánico estabilizado y el pool de N inorgánico. En el pool de N pasivo se encuentra el pool de N orgánico o pool húmico (MATURANA y ACEVEDO, 2003). Esta fracción pasiva del N-orgánico no participa en la nutrición durante la temporada de cultivo, debido a su lento proceso de degradación, a pesar de que constituye entre el 80 y 90% del N total del suelo. Conforman un material complejo, difícilmente atacable por los microorganismos del mismo (RODRIGUEZ, 2001).

El pool de N orgánico lábil corresponde, aproximadamente a un 30% del N total de los residuos de cosecha y entre un 1 y 2% del N total del suelo. Puede ser utilizado en su totalidad por los cultivos durante el transcurso del año. El pool de N orgánico estabilizado del suelo corresponde alrededor de un 70% del N total de los residuos de cosecha y entre un 10 y 20% del N total del suelo. La contribución de éste depende del agroecosistema y su manejo (MATURANA y ACEVEDO, 2003).

El pool de N lábil y el pool de N estabilizado son mineralizados por los microorganismos con distintas tasas, el primero lo hace rápidamente en el suelo, en cambio el N estabilizado se mineraliza de forma más lenta que el N lábil, y ambos pasan a incrementar el pool de N inorgánico (RODRIGUEZ, 2001).

El N en las plantas es absorbido en forma de nitrato (NO_3^-) y amonio (NH_4^+) por las raíces de las plantas, satisfaciendo de este modo las necesidades de N del cultivo (MATURANA y ACEVEDO, 2003).

Después de una quema pueden ocurrir pérdidas por volatilización de N a la forma de amonio, debido a la alcalinidad de las cenizas y al aumento de actividad de la enzima ureasa. En el Reino Unido, en el año 1981 se estimaron pérdidas por emisión de amonio desde los rastrojos quemados equivalente a 20.000 toneladas de N al año y en 1991 esta cantidad bajó a 3300 ton/año debido a la prohibición impuesta a esta práctica (ACEVEDO, 2003).

Rosell y Lazzari citado por MARTÍNEZ (1995), confirman que después de la quema en diferentes sectores de un sitio estudiado, los mayores valores de nitratos corresponden con mayor humedad en el suelo, bajo cubierta arbustiva en primavera y en horizontes superficiales bajo cubierta herbácea en verano.

HERNÁNDEZ *et al.* (1997) realizaron un estudio de los efectos a corto plazo de un incendio en suelos mediterráneos con bosques de pino, la evaluación luego de nueve meses después dio como resultado, todos los suelos quemados tenían mayores valores de nitrógeno, fósforo y potasio disponibles y menores valores de carbono orgánico y ácidos húmicos que en suelos sin quemar.

2.6.2.2 Efecto de la quema sobre el Fósforo (P) del suelo. El P es un elemento que en el desarrollo de las plantas es esencial, los requerimientos por parte de esta son diez veces más bajos que de nitrógeno, siendo incluso menor que de potasio. En Chile es la segunda deficiencia más extendida, principalmente en suelos volcánicos. La gran parte del P en los suelos, normalmente no es aprovechada por las plantas. Sus formas solubles se fijan con gran facilidad con la fase sólida del suelo, por lo que su lixiviación es nula o muy escasa (MATURANA y ACEVEDO, 2003). Generalmente su movimiento no supera los 20 milímetros (Tisdale, 1991 citado por MATURANA y ACEVEDO, 2003).

Se encuentra una mayor concentración de P en el suelo, donde exista una mayor concentración de N, ya que la disponibilidad del P se ve estimulada por la mineralización del N. Desde el punto de vista de la nutrición de los cultivos, el P en el suelo se clasifica en P lábil, P no lábil y P de la solución, ver Figura 2 (MATURANA y ACEVEDO, 2003).

Es importante destacar que los microorganismos desempeñan un rol fundamental en el movimiento del P en el suelo, ya que de ellos depende que el P no lábil pueda ser solubilizado y aprovechado por las plantas (MATURANA y ACEVEDO, 2003).

El P lábil corresponde al P adsorbido por la superficie de la fase sólida del suelo o fracción inorgánica, que se encuentra en equilibrio con el P de la solución. El P no lábil corresponde al anión fosfato que ha quedado adsorbido, con alta energía, en el interior de las arcillas o de los óxidos de hierro y aluminio. Pool pasivo que se encuentra en equilibrio con el pool lábil. El P de la solución del suelo corresponde al P que es directamente aprovechable por los cultivos. La concentración de P de la solución es muy baja y va entre los 0.006 y 0.03 ppm extraída con agua con CaCl_2 0,01M. Este se encuentra en equilibrio instantáneo con el pool de P lábil (RODRIGUEZ, 1993). El equilibrio entre estas tres fracciones: la fracción lábil y la solución del suelo y un segundo equilibrio entre la fracción no lábil y la fracción lábil, dependen del plazo de tiempo que se considere, considerando la temporada del cultivo. Es así como, un fosfato que se encuentra no lábil en la temporada de cultivo, no significa que no se encuentre disponible en la próxima temporada (PINOCHET, 2004).

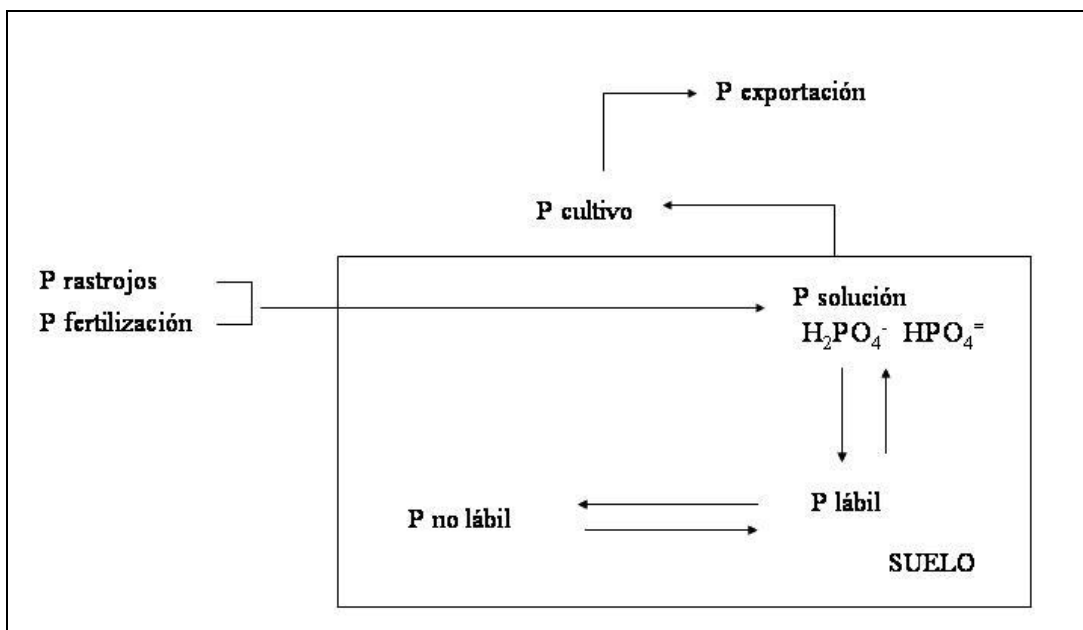


FIGURA 2 Esquema del sistema del P en el suelo.

FUENTE: MATURANA y ACEVEDO (2003).

En el caso del P, alrededor de $\frac{3}{4}$ partes de este elemento se encuentra en el producto que sale del sistema, en cambio en potasio se encuentran en el rastrojo (MATURANA y ACEVEDO, 2003).

La quema es de una eficiencia muy alta, ya que más del 97% de la materia orgánica se consume y aproximadamente 92% del P es depositado en suelo como cenizas (HERNANDEZ y LOPEZ, 2002; HERNANDEZ y LOPEZ, 1999).

Según MARTINEZ (1995), en un estudio realizado en la pampa Argentina después de la quema, en diferentes unidades topográficas, se observó un leve incremento del fósforo total, una leve disminución del fósforo orgánico y no resultaron significativas las variaciones del fósforo disponible. Sin embargo, HERNÁNDEZ y LOPEZ (1999), compararon resultados entre una sabana protegida, y una no protegida de la quema, y observaron que el contenido de fósforo total, orgánico y disponible fueron mayores en las zonas protegidas.

2.6.2.3 Efecto de la quema sobre el Potasio (K) del suelo. El K es un catión monovalente, capaz de desplazarse en el suelo por simple difusión. Se distingue el K no intercambiable, aquel presente en los coloides del suelo o K intercambiable y el K de la solución del suelo. El K de la solución es aquel que se encuentra como ión libre en la solución suelo y los cultivos lo utilizan directamente para satisfacer sus requerimientos nutritivos. El K no intercambiable es aquel retenido fuertemente por minerales primarios y arcillas micáceas, siendo éste de lenta disponibilidad. El K retenido por adsorción por los coloides del suelo o K intercambiable, es capaz de neutralizar las cargas negativas de las arcillas e intercambiarse con otros cationes (principalmente Ca^{++}). Se encuentra en equilibrio con el K de la solución. El tipo y la cantidad de arcilla determinan el contenido de K en posiciones de intercambio y la energía con que es retenido. Existe una estrecha relación entre el tipo de arcilla, el

contenido de arcilla y los valores de K intercambiable y no intercambiable (MATURANA y ACEVEDO, 2003).

En los suelos del sur del país, rojo arcillosos, trumaos, ñadis, arenales, lacustres VII y VIII (arroceros), graníticos VIII y IX y terrazas recientes (arenosos), la reserva de K es muy baja ($K_{int} < 100\text{ppm}$) (RODRIGUEZ, 1993).

MARTINEZ (1995), en un estudio que realizó, dice que luego de la quema de los rastrojos se consigue aportar al suelo una pequeña cantidad de potasio, pero se pierde la capa superior del suelo, por ende desaparece el coloide y con él se destruye la capacidad hídrica lograda. HERNÁNDEZ y LOPEZ (1999), señalan que el fuego produce un aumento en Ca, Mg, Na, K y P disponibles, logrando así una fertilización inmediata a corto plazo, sin embargo, esta situación a mediano y a largo plazo se revierte.

2.6.3 Incidencia de la quema sobre la microfauna. La población microbial del suelo está constituida por bacterias, hongos, algas y protozoos de gran importancia, tanto agrícola como ecológica y bioquímica (ALEXANDER, 1961).

La mayoría de las bacterias y hongos del suelo originan diversos beneficios a las plantas:

- Degradación de la materia orgánica, lo que conduce simultáneamente a la formación de humus y mineralización de elementos nutrientes que proporciona a los vegetales (VARNERO, 2006).
- Fijación de nitrógeno. Los rizobios son el grupo más importante para la captura de nitrógeno atmosférico en suelos agrícolas, pero también existen actinomicetes que fijan grandes cantidades de N en ecosistemas forestales, y las cianobacterias son importantes en el cultivo del arroz.
- Transformación inorgánica. Existen formas orgánicas en el suelo de N, P y S no disponibles, que gracias a la acción de microorganismos, pasan a ser disponibles para las plantas, además de otros elementos esenciales como el hierro y manganeso.
- Protectores. Ciertos organismos del suelo atacan a las plantas, mientras otros actúan como protectores de las raíces de las mismas, evitando la invasión de patógenos y parásitos del suelo (BRADY y WEIL, 2000).
- Secreción de sustancias complejas como vitaminas, antibióticos, enzimas, hormonas, etc., que participan en la nutrición de los vegetales y en la lucha contra los parásitos (VARNERO, 2006).

Los microorganismos del suelo se utilizan como bioindicadores de la salud del suelo, por lo cual son una herramienta para detectar alteraciones en los ecosistemas, ya que responden rápidamente a cambios físicos o químicos (NIELSEN y WINDING, 2002; ACEVEDO, 2003).

Con la quema o roza, son eliminados los pequeños animales que viven sobre y dentro del suelo, tales como escarabajos, hormigas, gusanos, moluscos, protozoos y lombrices, los que cumplen funciones de maceración y trituración de los restos vegetales acondicionándolos para el ataque microbiano posterior. Además de enriquecer el suelo con sus excrementos y con sus propios restos (REYES, 2002).

Al quemar el suelo, con las altas temperaturas de la combustión afectan a los microorganismos y a la pérdida de microfauna del suelo, vital para los procesos que intervienen en la estructura y fertilidad del suelo (MARTINEZ, 1995).

Se ha demostrado que quemas intensas reducen la población de microorganismos y la permeabilidad del suelo. Pero el nivel de daño está directamente relacionado con la temperatura que alcanza el suelo en el proceso y duración de la quema. (ACEVEDO, 2003).

Un estudio realizado por TORRES *et al.* (2004) observaron una disminución en el número de bacterias y hongos del suelo después de la quema de pastizales, pero esta disminución no fue estadísticamente significativa.

HERNANDEZ *et al.* (1997), investigaron las diferencias de biomasa microbiana entre un suelo afectado por el fuego, y un control no afectado y se observó que esta biomasa disminuyó en un 50-79% en suelos afectados.

La actividad enzimática de un suelo está estrechamente relacionada con el contenido de materia orgánica, propiedades físico-químicas del suelo y biomasa microbiana, por lo tanto cualquier cambio en estos factores podría afectar la actividad enzimática. Al disminuir la materia orgánica y la biomasa microbiana, la actividad enzimática también disminuye (NIELSEN y WINDING, 2002).

3 MATERIAL Y METODO

3.1 Material biológico. Se utilizaron para el estudio las poblaciones microbianas presentes en muestras de suelo; antes de la cosecha de trigo, inmediatamente después de la quema y después de la quema de residuos de la cosecha del mismo, del sector de Cuinco alto, comuna de la Unión, XIV Región.

3.2 Reactivos. Los reactivos y medios de cultivo que se utilizaron en la fase práctica se presentan en orden alfabético y entre paréntesis las siglas que se utilizarán en el texto: ácido acético (CH_3COOH), ácido cítrico, ácido clorhídrico (HCl), ácido ascórbico, ácido sulfamílico, ácido sulfúrico (H_2SO_4), agar-agar, agar noble, agua destilada, agua oxigenada (H_2O_2), alcohol etílico, aleación devarda en polvo, asparragina, carbonato de calcio (CaCO_3), carbón activado libre de P, citrato de sodio 0,3 M ($\text{Na}_3\text{O}_7\text{C}_6\text{H}_5$), celulosa, cloruro de sodio (NaCl), cloruro de potasio 1 M y 2 N (KCl), dicromato de potasio (1 N, 0.0667 M), ditionito de sodio ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$), extracto de carne, fosfato de sodio (Na_3PO_4), glucosa, hidróxido de sodio 1 N (NaOH), lugol, naftilamina, nitrato de potasio (KNO_3), oligoelementos, ortofenantrolina, óxido de magnesio (MgO), peptona, pirofosfato de sodio al 5% ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_4$), reactivo de Nessler, solución indicadora (verde bromocero más rojo de metilo, en ácido bórico y etanol), solución estándar de 1000 ppm y 1.500 ppm de P, solución extractiva de sodio 0,5 M a pH 8,5 (NaHCO_3), solución fosfato de calcio, solución de molibdato de amonio, solución salina, sulfato de amonio ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$), sulafato de amonio ferroso 0,033 M, sulfato ferroso 0,5 N, tartrato de antimonio y potasio, urea.

3.3 Equipo de laboratorio. Autoclave Orsa, agitador de golpe Bonna RH, agitador orbital Karl Kolbe, agitador Bouyoucos Scovill, aparato de destilación con arrastre de vapor Labconco Rapid still II, balanza Precisa 100A-300M Swissquality, balanza Precisa 1000C-3000D Swissquality, balanza digital Precisa 2200C, balanza Precisión Mettler Toledo, baño María Bluem (80 °C), baño María Inoxsur (30 °C), cámara fría Eurofrigo, cámara de incubación (23 °C), cámara de Luz UV, centrifuga IEC Centra MP4 a 3.500 rpm, espectrofotómetro UV GBC UV/VIS 916, espectrofotómetro de absorción atómica GBC 909AA, estufa de secado Lab-Line (105 °C), microondas LG intelowave, lupa, picnómetro Soiltest model G-400, pHmetro Microcomputer pH Vision model 05669-20, refrigerador Trotter, set de tamices Soiltest INC de 63, 200 y 630 micrones.

3.4 Otros. Algodón, asa de siembra, bolsas plásticas transparentes, botellas de vidrio de 200 mL, bureta automática para titular, cocinilla, cuchara volumétrica, cubetas de plástico, dispensador, embudos, frascos plásticos, hidrómetro, lápiz marcador, matraz kjeldahl, matraz aforados de 50 mL, 100 mL, 500 mL, 1.000 mL y 2.000 mL, matraz Erlenmeyer, mecheros, microbureta, muestras de suelo, papel de envolver, papel filtro lentos, papel filtro whatman 5, pipetas volumétricas de 1, 2, 5, 10 y 50 mL, porta embudos, placas Petri, propipeta, probetas de 500 mL, tubos ensayo de 10, vaso precipitado.

3.5 Métodos. Los métodos que se utilizaron para la determinación de los parámetros químicos y microbiológicos se describen en los puntos siguientes.

3.5.1 Área de estudio. Corresponde a un suelo dedicado al cultivo de trigo (*Triticum* sp.) en rotación con pradera, se encuentra ubicado en el Sector de Cuinco alto de la comuna de La Unión (40°13'05``S. y 72°39'45``O.), XIV Región de los Ríos, Chile. El clima del lugar de muestreo es templado cálido lluvioso, y el suelo de esta zona corresponde a un trumao, derivado de ceniza volcánica (Honorato, 2000).

3.5.2 Toma de muestras de suelo. Las muestras de suelo fueron recolectadas durante tres periodos del año 2006. El primer muestreo se realizó en el mes de enero, antes de la cosecha de trigo, el segundo muestreo se realizó en el mes de abril, inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigo, y el tercer muestreo se realizó en el mes de octubre. En el sitio de muestreo, se delimitaron 3 parcelas de 1m². En cada parcela en forma independiente a la profundidad de 5 cm se recolectaron tres muestras de suelo, cada una de 500 g aproximadamente. Una vez recolectadas las muestras de cada parcela se mezclaron, con el fin de obtener una muestra representativa del sector. Finalmente las muestras representativas fueron depositadas en bolsas plásticas estériles y trasladadas para realizar los análisis microbiológicos y de suelo, al Instituto de Microbiología, Facultad de Ciencias, de la Universidad Austral de Chile y al Laboratorio del Instituto de Ingeniería Agraria y suelos, Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Austral de Chile, respectivamente.

3.5.3 Recuento de bacterias quimioorganoheterotrofas psicrófilas viables del suelo. El aislamiento de las bacterias del suelo contenidos en la muestra se llevó a cabo sobre la superficie de un medio de cultivo sólido (agar-peptona), contenido en una placa de Petri, utilizando la técnica de recuento en placa y el método de las diluciones seriadas.

A partir de cada muestra de suelo (parcela A, B y C) se pesaron 10 gramos, para luego ser diluidos independientemente en 100 mL de agua esterilizada, de la dilución se tomo 10 mL los que a continuación fueron diluidos en 90 mL de agua estéril, esto se repitió hasta la sexta dilución. Posteriormente cada dilución fue sembrada de forma independiente y con dos repeticiones en las placas de Petri, agregando 0.1 mL de la dilución respectiva y se incubaron por 48 horas a 23 ± 2 °C. Las placas contabilizadas fueron las que presentaron entre 30 a 300 colonias.

3.5.4 Determinación de grupos funcionales bacterianos. Para la determinación de las poblaciones bacterianas amilolíticas, amonificantes, celulolíticas, desnitrificantes, proteolíticas y nitrificantes, se utilizaron las mismas diluciones empleadas para el recuento de las poblaciones bacterianas de suelo. Las diluciones fueron sembradas en forma independiente y por triplicado. El cálculo de las poblaciones de cada grupo funcional se realizó como lo indica POCHON y TARDEAUX (1965). Finalmente las poblaciones bacterianas de cada grupo funcional se expresan como número más probable por gramo de suelo seco (NMP/gss).

3.5.4.1 Determinación de bacterias desnitrificantes. De cada dilución, se sembraron en forma independiente tres repeticiones, cada una de ellas de 0,5 mL en tubos de ensayo que contienen 4 mL de caldo para la desnitrificación, posteriormente los tubos sembrados fueron llevados a una cámara de incubación por 7 días a $23^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$. Una respuesta positiva a la prueba se manifiesta por el color del medio nitrato se torna de rojizo-fuccia al agregar 0,3 mL de las soluciones A y B.

3.5.4.2 Determinación de bacterias amonificantes. De cada dilución, se sembraron en forma independiente tres repeticiones, cada una de ellas de 0,5 mL en tubos de ensayo que contienen 4 mL de caldo para la amonificación, posteriormente los tubos fueron llevados a una cámara de incubación por 7 días a 23 ± 2 °C. Una respuesta positiva a la prueba se manifiesta en que el color del medio se torna de un tono amarillento terroso- anaranjado oxidado al agregar 0,5 mL de Reactivo de Nessler.

3.5.4.3 Determinación de bacterias nitrificantes. De cada dilución, se sembraron en forma independiente tres repeticiones, cada una de ellas de 0,5 mL en tubos de ensayo que contienen 4 mL de caldo para la nitrificación, posteriormente los tubos inoculados fueron llevados a una cámara de incubación durante 20 días a 23 ± 2 °C. Una respuesta positiva a la prueba se manifiesta en que el color del medio se torna de un tono azulado al mezclar una gota del medio incubado con: 50 mg de urea; 0,3 mL de ácido sulfúrico y 0,3 mL de Reactivo difenilamina sulfúrica.

3.5.4.4 Determinación de bacterias proteolíticas. De cada dilución, se sembraron en forma independiente tres repeticiones, cada una de ellas de 0,5 mL en tubos de ensayo que contienen 4 mL de gelatina, posteriormente los tubos fueron llevados a una cámara de incubación por siete días a 23 ± 2 °C. Una respuesta positiva a la prueba se manifiesta cuando más del 50% del medio esta liquido.

3.5.4.5 Determinación de bacterias amilolíticas. De cada dilución, se sembraron en forma independiente tres repeticiones, cada una de ellas de 0,5 mL en tubos de ensayo que contienen 4 mL de caldo almidón, posteriormente los tubos fueron llevados a una cámara de incubación por siete días a 23 ± 2 °C. Una respuesta positiva a la prueba se manifiesta en una coloración amarillenta-café del medio al agregar 0,3 mL de lugol.

3.5.4.6 Determinación de bacterias celulolíticas. De cada dilución, se sembraron en forma independiente tres repeticiones, cada una de ellas de 0,5 mL en tubos de ensayo que contienen 4 mL de agar celulosa, posteriormente los tubos fueron llevados a una cámara de incubación por 10 días a 23 ± 2 °C. Una respuesta positiva a la prueba se manifiesta por el desarrollo de colonias sobre el medio, visiblemente de un tono más brillante que el medio de cultivo.

3.5.5 Determinación de parámetros químicos del suelo. Los parámetros químicos se determinaron mediante métodos rutinarios, los cuales se describen a continuación.

3.5.5.1 Determinación de bases de intercambio del suelo. La determinación de bases de intercambio se realizó bajo el método de extracción con solución de acetato de amonio 1 mol/L a pH 7,0 y determinación por espectrofotometría de absorción atómica y emisión con llama de aire acetileno (SAZAWKA *et al.* 2004).

Para las lecturas de las bases de intercambio, se calibro el espectrofotómetro con soluciones conocidas, tanto para Calcio y Mg, como para Na y K. Se pesaron 5g de suelo tamizado a 2 mm, para luego agregar 50 mL de la solución extractiva ajustada a pH 7,0. Se agito por 30 minutos luego se filtraron las muestras.

Para Ca y Mg, se depositan 2 mL del extracto en matraz, agregando 5 mL de $\text{LaNO}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ y aforando a 50 mL con agua destilada. Leer en matraz el Ca y Mg por absorción a 422,7 nm y 285,2 nm respectivamente. Si es necesario se debe diluir para quedar dentro de la curva. En el caso de K y Na, en un frasco plástico se agrega 1 mL del extracto, 5 mL de CsCl y 4 mL de agua. Leer en el extracto K y Na por emisión a

766,5 nm y 589,0 nm respectivamente. Si es necesario se debe diluir para quedar dentro de la curva.

3.5.5.2 Determinación del aluminio extractable del suelo. La determinación del Al extractable del suelo se realizó con el método de extracción con solución de acetato de amonio 1mol/L a pH 4,8 y determinación por espectrofotometría de absorción atómica (SAZAWKA *et al.*2004).

Se calibra el espectrofotómetro con soluciones conocidas en ppm de Al. Se pesaron 5 g de suelo seco tamizado a 2 mm en frascos de plástico, se agregó 50 mL de la solución de acetato de amonio 1mol/L a pH 4,8, tapar frascos, agitar por 30 minutos y filtrar. Se mide directamente en el extracto el Al a 309,3 nm en un espectrofotómetro de absorción atómica. Se debe diluir si es necesario.

3.5.5.3 Determinación del Al intercambiable. Se determinó el Al intercambiable con el método de extracción con solución de cloruro de potasio (KCl) 1M y determinación por espectrofotometría de absorción atómica (SAZAWKA *et al.* 2004).

A partir de una solución estándar de 1.000 ppm de Al se prepararon las concentraciones necesarias para realizar la calibración del espectrofotómetro. Se pasaron 10 g de suelo seco tamizado a 2 mm, en un frasco plástico y se agregaron 50 mL de solución KCl (74,55 g de KCl en 1.000 mL de agua destilada). Se incluye un blanco con reactivos pero sin suelo. Agitar por 30 minutos, luego filtrar, y en el extracto se lee la concentración de Al a 309,3 nm en el espectrofotómetro de absorción atómica.

3.5.5.4 Determinación del carbono (C) orgánico o total y materia orgánica del suelo. Se determinó por el método de digestión con dicromato de potasio y titulación con sulfato ferroso 0,5 N (SAAVEDRA, 1975). Se pesaron 0,25 a 1 g de suelo seco tamizado a 0,5 mm. Se agregaron 10 mL de dicromato de potasio y 20 mL de ácido sulfúrico concentrado, en forma rápida. Agitar el vaso inmediatamente, por un minuto, para evitar sobrecalentamiento local. Dejar enfriar por unos 30 minutos. Adicionar 200 mL de agua destilada y 5 gotas del indicador ortofenantrolina. Luego se debe titular el exceso de ácido crómico con sulfato ferroso. Se busca el punto de cambio desde verde oliva a rojo ladrillo. Se hace un blanco igual que las muestras pero sin suelo, para calcular la normalidad exacta del sulfato ferroso utilizado. Se supone que este método oxida aproximadamente un 75% del C orgánico del suelo y que la materia orgánica tiene un 58% de C.

3.5.5.5 Determinación del carbono soluble del suelo. Se determinó por el método de extracción con K_2SO_4 0,5 M. Se peso 10 g de suelo en un frasco de 100 mL. Se agregaron 50 mL de solución extractora 0,5 M de K_2SO_4 . Se agitó por 30 minutos. Se filtro el extracto y se realizaron las determinaciones en el filtrado.

Transferir 4 ml del extracto a un matraz Erlenmeyer de 250 mL y se agregó 1mL de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) 0.0667 M y 5 mL de ácido sulfúrico concentrado, mezclando suavemente todo el tiempo. Se agregó 0,3 mL de solución indicadora ortofenantrolina. Se tituló con una solución de sulfato de amonio ferroso ($(NH_4)_2Fe(SO_4)_2$) 0,033M (estabilizar moralidad). El blanco se preparó con todos los reactivos sin suelo.

Para calcular la moralidad del sulfato de amonio ferroso, se transfieren 1 mL de dicromato de potasio 0,0667 M a un frasco, se agregan 0,3 mL de solución indicadora ortofenantrolina y se tituló con sulfato de amonio ferroso y se registraron los mililitros usados (NELSON y SOMMERS, 1982).

3.5.5.6 Determinación del nitrógeno mineral del suelo. La determinación del nitrógeno disponible se realizó mediante destilación y titulación (BLACK *et al.* 1965).

Se pesaron 5 g de suelo en un frasco plástico, para luego agregar 50 mL de la solución reactiva, se agitó por una hora y se filtró el extracto. Se extrajo 10 mL del extracto a un matraz Kjeldahl de 100 mL, agregar 200 mg aproximadamente de MgO y la devarda y se conectó el matraz al sistema de destilación. Se recibió el extracto en un matraz erlenmeyer de 50 mL que contenía 5 mL de la solución indicadora, hasta completar un volumen de 30 mL. La destilación debe durar unos cuatro minutos. Por último se titulan los blancos y las muestras con ácido sulfúrico 0.005 N hasta que el color vire desde verde a levemente rosado y se determina el contenido de N mineral del suelo.

3.5.5.7 Determinación del P disponible en suelo. Se determinó el P disponible con el método de extracción con solución de bicarbonato de sodio 0,5 M a pH 8,5 y determinación colorimétrica del azul de molibdeno (SAZAWKA *et al.* 2004).

Se pesaron 2,5 g de suelo seco tamizado a 2 mm, llevándolos a un frasco de vidrio ámbar, se agregaron 0,3 g de C activado y 50 mL de solución extractora de bicarbonato de Na 0,5 M a pH 8,5. Se agitó por 30 minutos en el agitador circular. Filtrar la solución extractora, se realizó la determinación colorimétrica preparando un set de soluciones de P a partir de la solución estándar de 1000 ppm, con las concentraciones de 0; 0,4; 1; 2; 3 y 5 ppm. Se extraen 5 mL del filtrado o de las soluciones de P y se depositan en matraces aforados a 50 mL. Agregar 20 mL de solución de Molibdato de amonio, aforar con agua destilada y luego se agita para mezclar bien. Después de 30 minutos se lee la intensidad del color azul usando una longitud de onda de 880 nm. Se realizó una curva entre las lecturas (x) y las soluciones de concentración conocida (y) y se ajustó a través de una regresión. Se interpola en las curvas para transformar los ppm de la curva los valores desconocidos.

3.5.5.8 Determinación del Azufre (S) en el suelo. Se determinó el S mediante el método de extracción con solución de dihidrógeno fosfato de calcio 0,01 mol/L y determinación turbidimétrica (SAZAWKA *et al.* 2004).

Se pesaron 20 g de suelo seco tamizado a 2 mm en frascos plásticos de 150 mL, más dos blancos y una muestra de referencia o control. Se agregó 0,5 g de carbón activo y 50 mL de solución dihidrogeno fosfato de calcio 0,01 M. Luego se agitó por 30 minutos para posteriormente filtrar. Del extracto, los blancos y el control, se extrajeron 10 mL a frascos plásticos y se agregaron 1 mL de solución precipitante (mezclar). Se dejó reposar por 30 minutos, agitar y se lee la absorbancia a 440 nm.

3.5.5.9 Determinación de pH del suelo. Se determinó el pH del suelo al agua y CaCl_2 0,01 M. En vasos precipitados de 100 mL, pesar 20 g de suelo y agregar 50 mL de agua, se agita varias veces durante 10 minutos, se deja que la suspensión sedimente durante 2 minutos y luego se mide el pH con un pH-metro. Se repite el procedimiento pero usando CaCl_2 0,01 M.

3.5.5.10 Determinación de la humedad del suelo. Se determinó la humedad del suelo mediante la diferencia en la masa de suelo antes y después del secado en estufa.

Se pesaron entre 10-20 g de suelo fresco en una placa de Petri de peso conocido y se llevó a la estufa a 105 °C por 24 h. Luego se pesó nuevamente y por diferencia se obtuvo el contenido de agua de la muestra (CONTRERAS *et al.*, 2006).

3.5.6 Determinación de enzimas del suelo. Los análisis enzimáticos, amilasas, celulasas, fosfatasas ácidas, fosfatasas alcalinas y ureasas, de cada una de las muestras representativas de suelo fueron realizados en el Instituto de Microbiología de la Facultad de Ciencias de la Universidad Austral de Chile, mediante prestación de servicios.

3.6 Diseño experimental y análisis estadístico.

El ensayo consiste en un diseño completamente al azar en la toma de muestras de suelo. El muestreo se realizó antes de la cosecha del trigo (control), luego de la quema y después de seis meses de la quema (tratamientos), para estudiar la incidencia de esta práctica en el suelo.

Con la muestra representativa, se trabajó por triplicado para las tres parcelas, en la determinación de los parámetros químicos, en el recuento de bacterias y en los grupos funcionales bacterianos. En el Cuadro 6 y 7 se presenta un ejemplo de lo señalado.

CUADRO 6 Diseño del ensayo para la medición de parámetros químicos del Suelo, ejemplo determinación de N.

Análisis	N	
	Parcelas	Repeticiones
Control	A	3
	B	3
	C	3
ENSAYO		
Quema	A	3
	B	3
	C	3
6 meses después de la quema	A	3
	B	3
	C	3

CUADRO 7 Diseño del ensayo para los datos de los grupos funcionales bacterianos, ejemplo desnitrificación.

Análisis	Desnitrificación	
	Parcelas	Repeticiones
Control	A	3(6)*
	B	3(6)
	C	3(6)
ENSAYO		
Quema	A	3(6)
	B	3(6)
	C	3(6)
6 meses después de la quema	A	3(6)
	B	3(6)
	C	3(6)

*: 3 repeticiones hasta la dilución 6.

Los valores obtenidos para los parámetros químicos, recuento de bacterias y grupos funcionales bacterianos, fueron evaluados mediante un análisis de varianza de una vía. Las diferencias entre medias se evaluaron con el test de Tukey al 5% de significancia para detectar si existen diferencias estadísticas en las poblaciones bacterianas, parámetros químicos y enzimas del suelo en los tres periodos de muestreo, independientemente de las parcelas, en el sector de Cuinco alto, XIV Región de Chile.

La prueba r de Pearson se realizó para determinar la correlación que existe entre los parámetros químicos con las poblaciones bacterianas y enzimas del suelo. Para ambos análisis se utilizó el programa estadístico STATISTICA 6.0.

4 PRESENTACION DE RESULTADOS

4.1. Población bacteriana. En el Cuadro 8, se muestran los valores de las poblaciones bacterianas quimiorganoheterotrofas psicrófila viables de las muestras de suelo recolectadas a una profundidad de 0-5 cm en tres parcelas (A, B y C) antes de la cosecha de trigo (15/1/2006), inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigo (23/4/2006) y finalmente 6 meses después de la quema de los rastrojos de trigo (22/10/2006).

CUADRO 8 Población bacteriana quimiorganoheterotrofa psicrófila viable el suelo.

Parcela	Población bacteriana (X 10 ³ UFC/ g sh)		
	ACT	IDQR	D6MQR
A	108	35	>300
B	124	42	>300
C	109	15	>300
Promedio	113,7	30,7	

ACT = antes de la cosecha de trigo. IDQR = inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigos. D6MQR= después de 6 meses de la quema de rastrojos.

En el Cuadro 8, se observa que la mayor población bacteriana quimiorganoheterotrofa psicrófila viable (PBQP) antes de la cosecha de trigo se determinó en las muestras de suelo de la parcela B (124 X 10³ UFC/gsh). También en la parcela B se determinó la mayor PBQP (45 X10³ UFC/gsh) inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigos. Por último, D6MQR la mayor PBQP (>300000 X10³ UFC/gsh) se determinó en todas las parcela en estudio. La población decayó inmediatamente después de la quema, recuperándose y aumentando su número después de 6 meses después de la quema.

4.2 Determinación de bacterias desnitrificantes. En la Figura 3 A, se muestra el gráfico donde se consigna el promedio (3 repeticiones de las poblaciones bacterianas desnitrificantes determinadas en muestras de suelo (profundidad 0 – 5 cm) antes de la cosecha de trigo (15/1/2006), inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigos (23/4/2006) y finalmente 6 meses después de la quema de los rastrojos de trigo (22/10/2006).

En la Figura 3 A, se observa que el número más probable (NMP) de las poblaciones desnitrificantes antes de la cosecha de trigo fue de 520 bacterias desnitrificantes/gss = log₁₀ 2,66; inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigos fue de

35.073 bacterias desnitrificantes/gss = $\log_{10} 4,35$ y finalmente 6 meses después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 1.481 bacterias desnitrificantes/gss = $\log_{10} 3,03$.

El ANOVA de una vía no determinó diferencias estadísticamente significativas entre los periodos ($p = 0,1$).

4.3 Determinación de bacterias nitrificantes. En la Figura 3 B se muestra el gráfico donde se consigna el promedio de 3 repeticiones de las poblaciones bacterianas nitrificantes determinadas en muestras de suelo (profundidad 0-5 cm) antes de la cosecha del trigo, inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigo y después de 6 meses de la quema de rastrojos de trigo.

En la Figura 3 B, se observa que el NMP de las poblaciones nitrificantes antes de la cosecha de trigo fue de 8.898 bacterias nitrificantes /gss = $\log_{10} 3,11$; inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigos fue de 70 bacterias nitrificantes /gss = $\log_{10} 1,83$ y finalmente 6 meses después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 26.428 bacterias nitrificantes /gss = $\log_{10} 4,42$. El ANOVA de una vía determinó diferencias estadísticamente significativas entre los periodos ($p < 0,02$). A través del test de Tukey se determinó que la mayor población nitrificante fue en el periodo D6MQR, y que éste se diferencia de los periodos IDQR y ACT, pero que estos dos periodos no difieren entre sí.

4.4 Determinación de bacterias amonificantes. En la Figura 3 C se muestra el gráfico donde se consigna el promedio de 3 repeticiones de las poblaciones bacterianas amonificantes determinadas en muestras de suelo (profundidad 0-5 cm) antes de la cosecha del trigo, inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigo y después de 6 meses de la quema de rastrojos de trigo.

En la Figura 3 C, se observa que el NMP de las poblaciones amonificantes antes de la cosecha de trigo fue de 1.811.450 bacterias amonificantes /gss = $\log_{10} 6,13$; inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigos fue de 2.380.805 bacterias amonificantes /gss = $\log_{10} 6,37$ y finalmente 6 meses después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 2.642.775 bacterias amonificantes /gss = $\log_{10} 6,42$.

El ANOVA de una vía no determinó diferencias estadísticamente significativas entre los periodos ($p = 0,4$).

4.5 Determinación de bacterias proteolíticas. En la Figura 3 D se muestra el gráfico donde se consigna el promedio de 3 repeticiones de las poblaciones bacterianas proteolíticas determinadas en muestras de suelo (profundidad 0-5 cm) antes de la cosecha del trigo, inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigo y después de 6 meses de la quema de rastrojos de trigo.

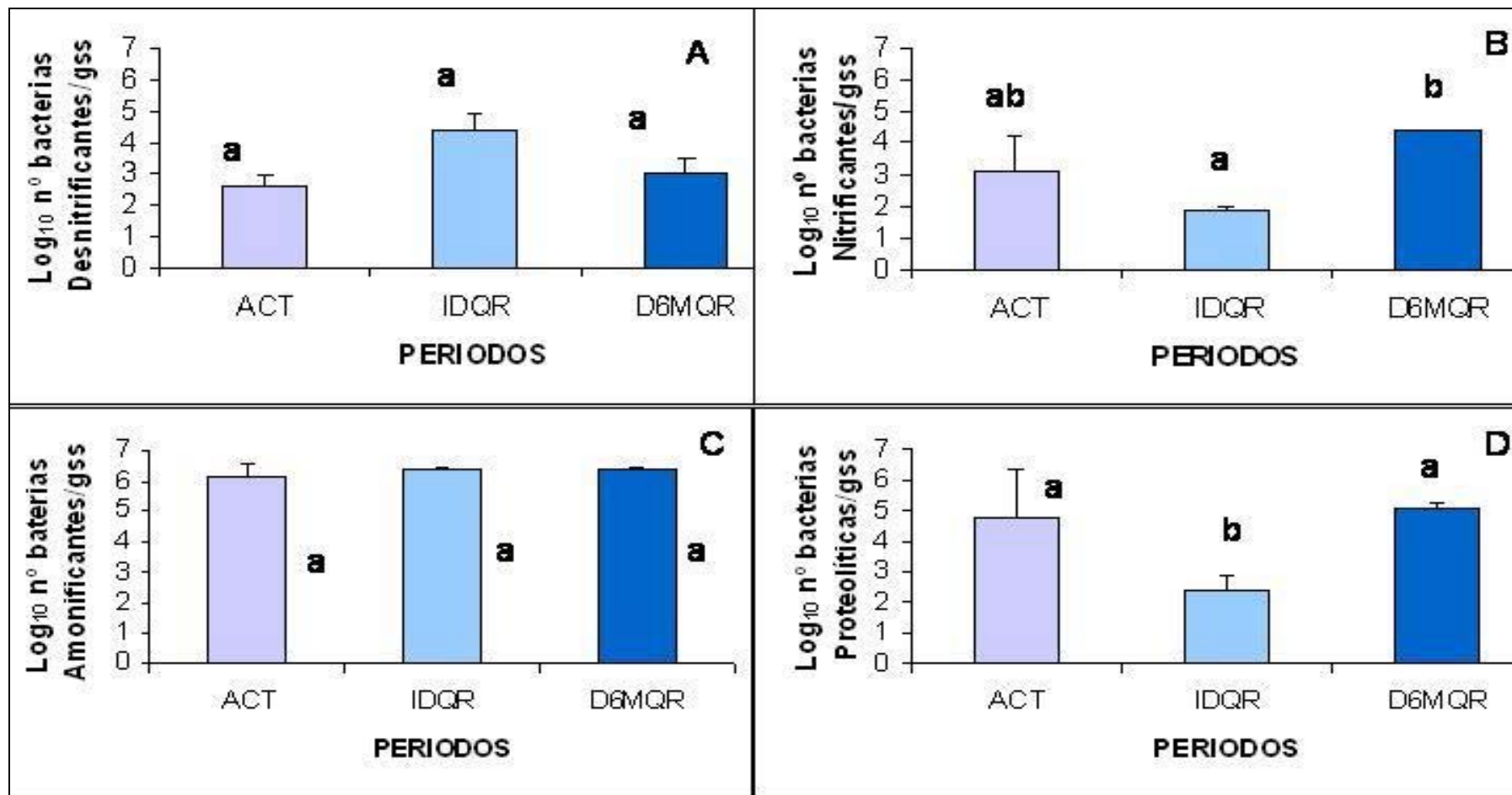


FIGURA 3 Recuento de bacterias relacionadas con el ciclo del nitrógeno en muestras de suelo (profundidad 0 – 5 cm) antes de la cosecha de trigo (ACT), inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigo (IDQR) y finalmente 6 meses después de la quema de rastrojos de trigo (D6MDQ). A: desnitrificantes; B: nitrificacantes; C: amonificantes y D: proteolíticas. (□ desviación estándar, letras distintas difieren estadísticamente).

En la Figura 3 D, se observa que el NMP de las poblaciones proteolíticas antes de la cosecha de trigo fue de 861.847 bacterias proteolíticas /gss = \log_{10} 4,81; inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigos fue de 374 bacterias proteolíticas /gss = \log_{10} 2,43 y finalmente 6 meses después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 117.748 bacterias proteolíticas /gss = \log_{10} 5,04. El ANOVA de una vía determinó diferencias estadísticamente significativas entre los periodos ($p < 0,02$). A través del test de Tukey se determinó que la mayor población proteolítica fue en el periodo ACT, y éste se diferencia con el periodo IDQR, y que este a su vez se diferencia del periodo D6MQR, pero que los periodos ACT y D6MQR no difieren entre sí.

4.6 Determinación de bacterias amilolíticas. En la Figura 4 A se muestra el grafico donde se consigna el promedio de 3 repeticiones de las poblaciones bacterianas amilolíticas determinadas en muestras de suelo (profundidad 0-5 cm) antes de la cosecha del trigo, inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigo y después de 6 meses de la quema de rastrojos de trigo.

En la Figura 4 A, se observa que el NMP de las poblaciones amilolíticas antes de la cosecha de trigo fue de 9.374 bacterias amilolíticas /gss = \log_{10} 3,91; inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigos fue de 4.732 bacterias amilolíticas /gss = \log_{10} 3,46 y finalmente 6 meses después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 2.642.775 bacterias amilolíticas /gss = \log_{10} 6,42.

El ANOVA de una vía determinó diferencias estadísticamente significativas entre los periodos ($p < 0,0002$). A través del test de Tukey se determinó que la mayor población amilolítica fue en el periodo D6MQR, y que éste se diferencia con los periodos ACT e IDQR, pero que estos dos periodos ACT e IDQR no difieren entre sí.

4.7 Determinación de bacterias celulolíticas. En la Figura 4 B se muestra el grafico donde se consigna el promedio de 3 repeticiones de las poblaciones bacterianas celulolíticas determinadas en muestras de suelo (profundidad 0-5 cm) antes de la cosecha del trigo, inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigo y después de 6 meses de la quema de rastrojos de trigo.

En la Figura 4 B, se observa que el NMP de las poblaciones celulolíticas antes de la cosecha de trigo fue de 1.468.585 bacterias celulolíticas /gss = \log_{10} 6,08; inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 57.943 bacterias celulolíticas /gss = \log_{10} 4,75 y finalmente 6 meses después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 1.066.068 bacterias celulolíticas /gss = \log_{10} 5,78. El ANOVA de una vía no determinó diferencias estadísticamente significativas entre los periodos ($p = 0,4$).

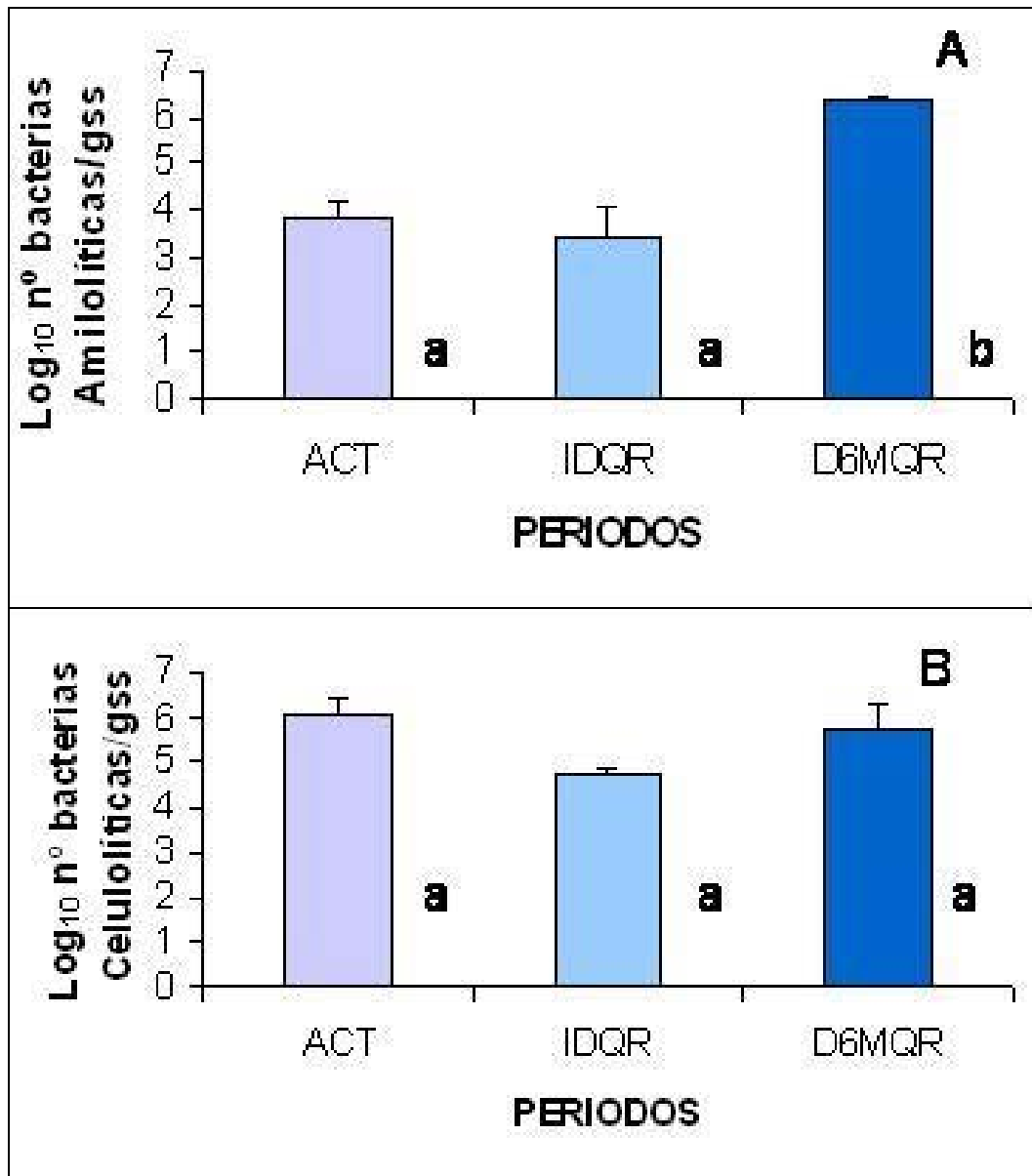


Figura 4. Recuento bacterias amilolíticas (A) y celulolíticas (B) en muestras de Suelo (prof 0 – 5 cm) antes de la cosecha de trigo (ACT), inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigos (IDQR) y finalmente 6 meses después de la quema de rastrojos de trigos (D6MDQ). (I desviación estándar, letras distintas difieren estadísticamente).

4.8 Determinación de parámetros químicos del suelo

En el Cuadro 9 se muestran los valores promedios de las concentraciones de los parámetros químicos determinadas en muestras de suelo (profundidad 0-5 cm) antes de la cosecha del trigo, inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigo y después de 6 meses de la quema de rastrojos de trigo.

CUADRO 9 Determinación de parámetros químicos en muestras de suelo a 0-5 cm de profundidad, en tres periodos ACT, IDQR y D6MQR.

PARAM. QUIM.	ACT	IDQR	D6MQR
pH _{agua}	5,4 (a)	5,8 (b)	5,7 (b)
Ca (cmol/Kg)	4,197 (a)	3,820 (a)	4,271 (a)
Mg (cmol/Kg)	0,823 (a)	1,271 (a b)	1,558 (b)
Na (cmol/Kg)	0,020 (a)	0,072 (a b)	0,096 (b)
K (cmol/Kg)	0,221 (a)	0,944 (a)	0,684 (a)
Al extractable (ppm)	500 (a)	595 (a)	588 (a)
Al intercambiable (cmol/Kg)	0,360 (a)	0,218 (b)	0,151 (b)
P disponible (ppm)	13 (a)	12 (a)	14 (a)
N mineral (ppm)	42 (a)	40 (a)	34 (a)
S (ppm)	11 (a)	15 (a)	1 (b)
Suma bases (cmol/Kg)	5,260 (a)	6,106 (a)	6,609 (a)
C total (%)	12,94 (a)	13,10 (a)	12,87 (a)
MO (%)	22,31 (a)	22,58 (a)	22,19 (a)
C soluble (%)	0,1635 (a)	0,1602 (a)	0,1631 (a)
Humedad suelo (%)	45,25 (a)	45,31 (a)	46,97 (a)

Letras distintas entre paréntesis difieren significativamente a través de la fila ($p < 0.05$).

4.8.1 Determinación de bases de intercambio del suelo. Como se observa en el Cuadro 9 numéricamente la concentración de Ca antes de la cosecha de trigo fue de 4,197 cmol/Kg, inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 3,820 cmol/Kg y finalmente 6 meses después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 4,271 cmol/Kg. El ANOVA de una vía no determinó diferencias estadísticamente significativas entre los periodos ($p = 0,6$).

Para Mg, como se observa en el Cuadro 9 numéricamente la concentración antes de la cosecha de trigo fue de 0,823 cmol/Kg, inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 1,271 cmol/Kg y finalmente 6 meses después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 1,558 cmol/Kg. El ANOVA de una vía determinó diferencias estadísticamente significativas entre los periodos ($p < 0,01$). A través del test de Tukey se determinó que la mayor concentración de Mg fue en el periodo D6MQR, y que éste se diferencia con el periodo ACT, pero que estos dos periodos ACT y D6MQR no difieren con IDQR.

Para Na, como se observa en el Cuadro 9 numéricamente la concentración antes de la cosecha de trigo fue de 0,020 cmol/Kg, inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 0,072 cmol/Kg y finalmente 6 meses después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 0,096 cmol/Kg. El ANOVA de una vía determinó diferencias estadísticamente significativas entre los periodos ($p < 0,02$). A través del test de Tukey se determinó que la mayor concentración de Na fue en el periodo D6MQR, y que éste se diferencia con el periodo ACT, pero que estos dos periodos ACT y D6MQR no difieren con IDQR.

Para K, como se observa en el Cuadro 9 numéricamente la concentración antes de la cosecha de trigo fue de 0,221 cmol/Kg, inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 0,944 cmol/Kg y finalmente 6 meses después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 0,684 cmol/Kg. El ANOVA de una vía no determinó diferencias estadísticamente significativas entre los periodos ($p = 0,1$).

4.8.2 Determinación del aluminio extractable del suelo. Como se observa en el Cuadro 9 numéricamente la concentración de Al extractable antes de la cosecha de trigo fue de 500 ppm, inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 595 ppm y finalmente 6 meses después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 588 ppm. El ANOVA de una vía no determinó diferencias estadísticamente significativas entre los periodos ($p = 0,1$).

4.8.3 Determinación del Al intercambiable. Como se observa en el Cuadro 9 numéricamente la concentración de Al intercambiable antes de la cosecha de trigo fue de 0,360 cmol/Kg, inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 0,218 cmol/Kg y finalmente 6 meses después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 0,151 cmol/Kg. El ANOVA de una vía determinó diferencias estadísticamente significativas entre los periodos ($p < 0,002$). A través del test de Tukey se determinó que la mayor concentración de Al intercambiable fue en el periodo ACT, y que éste se diferencia con los periodos IDQR y D6MQR, pero que estos dos periodos IDQR y D6MQR no difieren entre sí.

4.8.4 Determinación del nitrógeno mineral. Como se observa en el Cuadro 9 numéricamente la concentración de N antes de la cosecha de trigo fue de 42 ppm, inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 40 ppm y finalmente 6 meses después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 34 ppm. El ANOVA de una vía no determinó diferencias estadísticamente significativas entre los periodos ($p = 0,1$).

4.8.5 Determinación del P disponible. Como se observa en el Cuadro 9 numéricamente la concentración de P antes de la cosecha de trigo fue de 13 ppm, inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 12 ppm y finalmente 6 meses después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 14 ppm. El

ANOVA de una vía no determinó diferencias estadísticamente significativas entre los periodos ($p = 0,5$).

4.8.6 Determinación del S. En el Cuadro 9 se observa que numéricamente la concentración S antes de la cosecha de trigo fue de 11 ppm, inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 15 ppm, y finalmente 6 meses después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 1 ppm. El ANOVA de una vía determinó diferencias estadísticamente significativas entre los periodos ($p = 0,003$). A través del test de Tukey se determinó que el periodo D6MQR se diferencia con los periodos ACT e IDQR, pero que estos dos periodos ACT y IDQR no difieren entre sí.

4.8.7 Determinación del C orgánico o total y materia orgánica del suelo. En el Cuadro 9 se observa que numéricamente el porcentaje de C total antes de la cosecha de trigo fue de 12,94 %; inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 13,10 % y finalmente 6 meses después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 12,87 %. Por su parte se observa que numéricamente el porcentaje de MO antes de la cosecha de trigo fue de 22,31 %; inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 22,58 % y finalmente 6 meses después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 22,19%. El ANOVA de una vía no determinó diferencias estadísticamente significativas entre los periodos ($p = 0,9$), tanto como para C total, como para la materia orgánica.

4.8.8 Determinación del C soluble del suelo. En el Cuadro 9 se observa que numéricamente el porcentaje de C soluble antes de la cosecha de trigo fue de 0,1635 %; inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 0,1602 % y finalmente 6 meses después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 0.1631 %. El ANOVA de una vía no determinó diferencias estadísticamente significativas entre los periodos ($p = 0,7$).

4.8.9 Determinación de la humedad del suelo. En el Cuadro 9 se observa que numéricamente la humedad del suelo antes de la cosecha de trigo fue de 45,25 %; inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 45,31 % y finalmente 6 meses después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 46,97 %. El ANOVA de una vía no determinó diferencias estadísticamente significativas entre los periodos ($p = 0,3$).

4.8.10 Determinación de pH del suelo. En el Cuadro 9 se observa que numéricamente el pH del suelo antes de la cosecha de trigo fue de 5,4; inmediatamente después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 5,8 y finalmente 6 meses después de la quema de los rastrojos de trigo fue de 5,7. El ANOVA de una vía determinó diferencias estadísticamente significativas entre los periodos ($p = 0,01$). A través del test de Tukey se determinó que el periodo ACT se diferencia con los periodos IDQR y D6MQR, pero que estos dos periodos IDQR y D6MQR no difieren entre sí.

4.9 Determinación de enzimas del suelo

En el Cuadro 10, se muestran los valores determinados para las enzimas amilasa, celulasa, fosfatasa ácida, fosfatasa alcalina y ureasa, en muestras de suelo (0-5 cm de profundidad), recolectadas antes cosecha de trigo (ACT), inmediatamente después de la quema residuos (IDQR) y 6 meses después de la quema de residuos (D6MQR).

CUADRO 10 Determinación de amilasa, celulasa, fosfatasa acida, fosfatasa alcalina, ureasa en muestras de suelo (0-5 cm de profundidad), sometido a quema de rastrojos en el sector de Cuinco alto, comuna de la Unión, XIV Región de los Ríos.

Enzimas	Periodos de muestreo		
	ACT	IDQR	D6MQR
Amilasa ¹	16.325 a	18.912 a	21.545 a
Celulasa ¹	29 a	5 b	1 b
Fosfatasa acida ²	3.783 a	2.737 a	3.625 a
Fosfatasa alcalina ²	1.762 a	2.781 a	696 a
Ureasa ³	87 a	829 b	152 a

¹: ug Glu gss-1 h-1; ²: ug p-NFgss-1 h-1; ³: ug NH4-N gss-1 h-1.

Letras distintas entre paréntesis difieren significativamente a través de la fila ($p < 0.05$).

4.9.1 Determinación de amilasas del suelo. En el Cuadro 10, se observa que la mayor concentración de amilasas ($21.545 \mu\text{g glu. gss}^{-1} \text{h}^{-1}$) se determinó antes de la cosecha del trigo (ACT), y la menor concentración de amilasas ($16.325 \mu\text{g glu. gss}^{-1} \text{h}^{-1}$) fue determinada en la muestra de suelo 6 meses después de la quema de residuos (D6MQR).

El ANOVA no determinó diferencias estadísticamente significativas entre los periodos ($p = 0,3575$).

4.9.2 Determinación de las celulasas del suelo. En el Cuadro 10, se observa que la mayor concentración de celulasas ($29 \mu\text{g glu. gss}^{-1} \text{h}^{-1}$) se determinó antes de la cosecha del trigo (ACT), y la menor concentración de celulasas ($1 \mu\text{g glu. gss}^{-1} \text{h}^{-1}$) fue determinada en la muestra de suelo 6 meses después de la quema de residuos (D6MQR).

El ANOVA determinó diferencias estadísticamente significativas entre los periodos ($p = 0,0014$). A través del test de Tukey se determinó que la mayor concentración de celulasas fue registrada en el periodo antes de la cosecha del trigo (ACT), y que éste se diferencia con los periodos IDQR y D6MQR, pero que estos dos periodos IDQR y D6MQR no difieren entre si.

4.9.3 Determinación de las fosfatasas ácidas del suelo. En el Cuadro 10, se observa que la mayor concentración de fosfatasas ácidas ($3.783 \mu\text{g P-NF gss}^{-1} \text{h}^{-1}$) se determinó antes de la cosecha del trigo (ACT), y la menor concentración de fosfatasas ácidas ($2.737 \mu\text{g P-NF gss}^{-1} \text{h}^{-1}$) fue determinada en la muestra de suelo inmediatamente después de la quema de residuos (IDQR).

El ANOVA no determinó diferencias estadísticamente significativas entre los periodos ($p = 0,46$).

4.9.4 Determinación de las fosfatasas alcalinas del suelo. En el Cuadro 10, se observa que la mayor concentración de fosfatasas alcalinas ($2.781 \mu\text{g P-NF gss}^{-1} \text{ h}^{-1}$) se determinó inmediatamente después de la quema de residuos (IDQR), y la menor concentración de fosfatasas alcalinas ($696 \mu\text{g P-NF gss}^{-1} \text{ h}^{-1}$) fue determinada en la muestra de suelo 6 meses después de la quema de residuos (D6MQR).

El ANOVA no determinó diferencias estadísticamente significativas entre los periodos ($p = 0,19$).

4.9.5 Determinación de las ureasas del suelo. En el Cuadro 10, se observa que la mayor concentración de ureasas ($829 \mu\text{g NH}_4\text{-N gss}^{-1} \text{ h}^{-1}$) se determinó inmediatamente después de la quema de residuos (IDQR), y la menor concentración de ureasas ($87 \mu\text{g NH}_4\text{-N gss}^{-1} \text{ h}^{-1}$) fue determinada en la muestra de suelo antes de la cosecha del trigo (ACT).

El ANOVA determinó diferencias estadísticamente significativas entre los periodos ($p = 0,0001$). A través del test de Tukey se determinó que la mayor concentración de ureasa fue registrada en el periodo inmediatamente después de la quema de residuos (IDQR), y que no se diferencian los periodos antes de la cosecha del trigo (ACT) con el periodo 6 meses después de la quema (D6MQR), pero que ambos periodos difieren estadísticamente con el periodo inmediatamente después de la quema de residuos (IDQR).

4.10 Relación entre los parámetros químicos del suelo con las poblaciones bacterianas y enzimas del suelo

En el análisis estadístico se utilizó la prueba r de Pearson para determinar la correlación que existe entre los parámetros químicos con las poblaciones bacterianas (amilolíticas, amonificantes, celulolíticas, desnitrificantes, nitrificantes y proteolíticas) y enzimas (amilasa, celulasa, fosfatasa ácida y alcalina y ureasa) en muestras de suelo a una profundidad de 5 cm, en el Sector de Cuinco alto, XIV Región de Chile.

En el Cuadro 11, se muestran los valores r de Pearson para la correlación entre los parámetros químicos (pH, carbono total, materia orgánica, nitrógeno total, fósforo total y suma de bases) con las poblaciones bacterianas (amilolíticas, amonificantes, celulolíticas, desnitrificantes y proteolíticas) y enzimas (amilasa, celulasa, fosfatasa ácida y alcalina y ureasa) en muestras de suelo.

4.1.1 Parámetros químicos versus poblaciones bacterianas. Como se observa en el Cuadro 11, las poblaciones bacterianas desnitrificantes presentaron una correlación significativa con respecto al pH, éstas poblaciones presentaron una correlación positiva (0,67), mientras que las amilolíticas presentaron una correlación negativa (-0,67) con respecto al N total.

4.1.2 Parámetros químicos versus enzimas. En el Cuadro 11, se puede observar que tanto la celulasa y ureasa presentaron una correlación con parámetros químicos. La ureasa presentó la mayor y única correlación positiva (0,68) con respecto al pH, y las celulasas presentaron una correlación negativa (-0,84).

CUADRO 11 Correlación entre los parámetros químicos con las poblaciones bacterianas y enzimas determinadas en muestras de suelo (0-5 cm de profundidad), sometido a quema de rastrojos en el sector de Cuinco alto, comuna de la Unión, XIV Región de los Ríos.

Parámetros químicos	Grupos funcionales						Enzimas				
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
pH	*	*	*	0,67	*	*	*	-0,84	*	*	0,68
C. total	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Mat. Org.	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
N. mineral	-0,70	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
P.disponible	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*

A: Amilolíticos, B: Amonificantes, C: Celulolisis, D: Desnitrificación, E: Proteólisis, F: Nitrificación, G: Amilasa, H: Celulasa, I: Fosfatasa ácida, J: Fosfatasa alcalina, K: Ureasa.

*: valores con una correlación no significativa.

5 DISCUSION DE RESULTADOS

5.1 Recuento de bacterianas quimioorganoheterotrofas psicrófilas viables

De acuerdo a los resultados señalados en el punto 4.1.1 del recuento de bacterias (UFC/gss), a la profundidad de 0-5 cm recolectadas en tres parcelas, en tres periodos, las mayores poblaciones bacterianas se registraron antes de la cosecha del trigo (ACT) en las muestras de suelo de la parcela B (124×10^3 UFC/gss). Inmediatamente después de la quema (IDQR,) la población bacteriana disminuyó en un 73%. Esto concuerda con ROUANET *et al.* (2003), quienes determinaron en un estudio realizado en el área de secano interior de la IX Región de Chile en suelos sin cubierta vegetal (sistema de manejo agrícola cero labranza más quema de residuos y labranza tradicional más quema de residuos) la población bacteriana fue significativamente menor ($4,0 \times 10^7$ UFC/gs) que en suelos con cubierta vegetal (12×10^7 UFC/gs) durante el año agrícola. Sin embargo TORRES *et al.* (2004), evaluaron el efecto de la quema controlada sobre las poblaciones bacterianas en suelos con pasturas de Junin en Perú y obtuvieron como resultado de la investigación que la quema no afecta significativamente ($p > 0.05$) a la población bacteriana del suelo, al igual que los resultados obtenidos en el presente trabajo (ACT-IDQR). Pero si existieron diferencias significativas entre los periodos ACT e IDQR con el periodo D6MQR ($p < 0,05$). Resultados que coinciden con Wright y Bailey (1982) citado por ROUANET *et al.* (2003), donde observaron que las poblaciones bacterianas manifiestan un incremento de 3 a 10 veces su población inicial al primer mes de recuperación. Por otro lado, un estudio realizado por Biederbeck *et al.* (1980) citado por DICK *et al.* (1988), indica que cualquier efecto directo debido a la destrucción física de la población microbiana por la combustión sería mínima, la disminución de las poblaciones microbianas después de la quema se limita a la parte superior 2,5 cm del perfil del suelo. Otros autores como, AHLGREN y AHLGREN (1965) y CERTINI (2005), observaron que el número y la actividad de los microorganismos disminuyen inmediatamente después de un incendio, pero aumentan después de las primeras lluvias luego del incendio. Generalmente, un mayor calentamiento disminuye la cantidad de los microorganismos al momento de la quema pero, posteriormente, se produce una gran recuperación en la cantidad. AHLGREN y AHLGREN (1965) y HALTENHOFF (2005), expresan que son el calor y las cenizas depositadas en la superficie del suelo, los factores que hacen aumentar rápidamente el número de las poblaciones microbiológicas.

5.2 Evaluación de grupos funcionales bacterianos

De acuerdo a los resultados señalados en el punto 4.1.2 al 4.1.7, las poblaciones bacterianas desnitrificantes, amonizantes, nitrificantes, proteolíticas, amilolíticas y celulolíticas determinadas en muestras de suelo a la profundidad de 0-5 cm recolectadas antes de la quema de residuos (ACT), inmediatamente después de la quema de residuos (IDQR) y 6 meses después de la quema de residuos (D6MQR), las poblaciones bacterianas que presentaron mayores valores (NMP) corresponden a las amonizantes, y las que presentaron menores valores corresponden a las poblaciones bacterianas nitrificantes.

Las mayores poblaciones bacterianas fueron las amonizantes, lo que concuerda con los resultados obtenidos por ACEA y CARBALLAS (1996), quienes evaluaron los efectos del fuego a 1 mes y 1 año después de un incendio prescrito, en un bosque de pino, obteniéndose los mayores valores en la parcela afectada por el fuego a 1 mes ocurrido el incendio, y luego de 1 año del incendio los valores poblaciones disminuyeron, sin embargo las poblaciones amonizantes seguían siendo numerosas (5×10^6 microbios/g suelo). En este estudio se observó que después de los 6 meses de la quema, la población bacteriana amonizante seguía siendo numerosa, sin embargo estadísticamente no existieron diferencias significativas entre los periodos.

Por su parte, la población bacteriana nitrificante, en el presente estudio se determinó que IDQR, ésta disminuye considerablemente, siendo estadísticamente significativa ($p < 0,02$). CHOROMANSKA y DELUCA (2002), observaron que en ambos suelos, con quema y sin quema, existió lenta tasa de recuperación en organismos nitrificantes. Esto puede deberse, a que las bacterias nitrificantes crecen más lento que las otras bacterias, según estudios experimentales realizados en suelos de bosque, por Jones y Richards (1977), citado por MARTÍNEZ (2006). Además NIELSEN y WINDING (2002) señala que el proceso de nitrificación, sólo un pequeño número de bacterias, están involucradas en el proceso. HALTENHOFF (2005), dice que en quemas de baja intensidad, existe una baja tasa de nitrificación, pero que sin embargo el aumento de la alcalinidad del suelo favorece la nitrificación y mineralización del humus remanente en el suelo, cuando los fuegos son intensos, cambiando profundamente la dinámica y actividad microbiana.

El proceso de desnitrificación es dependiente de la materia orgánica del suelo, mayor contenido de esta, sería una condición predisponente para este proceso. Por lo tanto la combustión de materia orgánica afectaría la desnitrificación (INSTITUTO NACIONAL DE TECNOLOGÍA AGROPECUARIA, 2002). Inmediatamente después de la quema, la población bacteriana desnitrificante aumentó, con respecto a la población tomada antes de la quema de residuos; sin embargo, no existió diferencias significativas entre los periodos. Este aumento se podría explicar por lo indicado por Anderson *et al.* (2004), citado por MARTÍNEZ (2006), que después del fuego hay un incremento del NO_3 en el suelo, favoreciendo la actividad desnitrificante. Dado que la desnitrificación es un proceso anaeróbico la magnitud de la desnitrificación en el suelo es muy dependiente de factores abióticos tales como las precipitaciones y la compactación del suelo (NIELSEN y WINDING, 2002), y es controlada por varias condiciones ambientales, como la humedad del suelo, concentración de oxígeno, concentración de NO_3 , contenido de carbono, pH y temperatura (CABRERA, *et al.* 2000).

En cuanto a las poblaciones bacterianas proteolíticas, se observó una disminución estadísticamente significativa ($p < 0,002$), IDQR. Lo que se puede explicar por lo señalado por HERNANDEZ *et al.* (1997), quienes sugieren una disminución de la actividad de la enzima proteasa en el suelo por la acción del fuego. La actividad proteolítica es mediada por las enzimas proteasas, peptidasas y proteinasas, por lo tanto la disminución de estas enzimas refleja una disminución de esta actividad (CARRILLO, 2003).

La población amilolítica en este estudio, tuvo diferencias estadísticamente significativas entre los periodos, existiendo un aumento considerable D6MQR. ACEA y CARBALLAS (1996), han mostrado que el fuego en un corto plazo, favorece a los microorganismos descomponedores de almidón. A 1 mes de ocurrida la quema la población amilolítica

era mayor 2,5 veces más que el control no quemado. El incremento de esta población después del fuego, puede deberse probablemente al aumento de las poblaciones de hongos y bacterias después del fuego (VAZQUEZ *et al.*, 1993).

En relación al efecto del fuego sobre la población celulolítica, se obtuvo resultados que si bien numéricamente difieren entre periodos, no existieron diferencias estadísticamente significativas. ACEA y CARBALLAS (1996), indican que un mes después del incendio en un bosque de pino, el número de microorganismos celulolíticos disminuyó, y que un año más tarde la población celulolítica aumento respecto al primer mes después del incendio. Estos autores, sugieren que la recuperación de las poblaciones celulolíticas después del fuego está asociada a la producción de residuos vegetales al suelo. Posiblemente, el aumento producido D6MQR, respecto al periodo IDQR, se deba a que la combustión producida no fue lo suficientemente alta para eliminar todos los residuos agrícolas.

5.3 Evaluación de parámetros químicos

De los resultados señalados en el Cuadro 10, se determinó que las bases de intercambio aumentaron, inmediatamente después de la quema, excepto Ca que disminuyó en valor, pero no fue estadísticamente significativa la disminución, lo que concuerda con STROMGAARD (1984) quien encontró valores menores de Ca y Mg inmediatamente después de una quema. En este estudio, los que tuvieron diferencias estadísticamente significativas fueron Mg y Na, contrario a lo observado por HERNADEZ y LOPEZ (2002), no hubo diferencias significativas para Mg disponibles en suelos de sabanas protegidas de la quema.

Las concentraciones de K inmediatamente después de la quema, aumentaron con respecto al valor obtenido ACT, pero sin embargo no existieron diferencias estadísticamente en este estudio. HERNADEZ y LOPEZ (2002), en un estudio donde evaluaron los cambios nutricionales en suelos de sabanas protegidas y no protegidas de la quema .en Venezuela, obtuvieron que en suelos protegidos los valores de K disponible fueron superiores. HERNADEZ *et al.* (1997), explican que el pequeño aumento puede deberse a que este elemento no es oxidado ni volatilizado por el calor producido por el fuego, lo que concuerda con KUTIEL y SHAVIV (1989), quienes sugieren que solo a temperaturas mayores de 500° C puede existir una volatilización de K. EKINCE (2006), explica que el aumento de K puede deberse a que el fuego afecta directamente a la disponibilidad de este elemento por su alteración química e indirectamente por ser alterada la temperatura, el pH y el flujo del agua del suelo. Úbeda *et al.* (2005) citado por DOER y CERDA (2005), señala que el fuego de baja intensidad (< 200°C), en una quema de pastizales en el mediterráneo norte-oriental de España, el K mostró un incremento significativo inmediatamente después del fuego, sin embargo un año más tarde, los niveles de potasio disminuyeron a niveles por debajo de pre-fuego.

El incremento de las concentraciones según VAN DE VIJVER *et al.* (1999), puede ser a que la quema oxida elementos orgánicos y estos nutrientes son liberados en formas disponibles con la deposición de cenizas al suelo, o a su vez se pierden por volatilización o convección de las cenizas.

Las respuestas de P disponible del suelo a la quema, debido al bajo contenido de P en las cenizas y la alta capacidad de fijación de P de los suelos volcánicos, son variables y más difíciles de predecir que las de otros nutrientes (KNOEPP *et al.* 2005). Los

resultados señalados en el Cuadro 9 muestran que no hubo diferencias significativas entre los periodos en estudio. Contrario a lo expuesto por HERNANDEZ y LOPEZ (2002), quienes evaluaron las pérdidas de nutrientes provocada por la quema de la vegetación herbácea en una sabana de *trachypogon* sometida a quema y pastoreo en Venezuela (suelo haplustox). En los suelos protegidos de las quemas, los contenidos de P disponible fueron superiores cuando se compararon con el área no protegida de las quemas. Un fuego prescrito, en pastizales en el Mediterráneo norte-oriental de España, con un fuego de baja intensidad (< 200 °C), el P tubo un incremento significativo inmediatamente después del incendio (Úbeda *et al.* (2005) citado por DOER y CERDA 2005).

El S en este estudio IDQR aumento en valor, pero no hubo diferencias significativas con el periodo ACT. Lo que se puede explicar por lo dicho por CERTINI (2005), que las concentraciones de cationes, tales como el anión SO_4^{-2} , aumentan considerablemente en la solución del suelo inmediatamente después de la quema. Al igual que KNOEPP *et al.* (2005), encontraron que, inmediatamente después de los incendios, en estratos de 0 a 1,2 pulgadas de profundidad (0 – 3 cm), aumentaron las concentraciones de S. Sin embargo existió una diferencia significativa con el periodo D6MQR.

El nitrógeno es el nutriente más importante afectado por el fuego, y es fácilmente volatilizado y la pérdida ocurre a temperaturas relativamente bajas. Las dos formas más abundantes de N disponible en el suelo son NH_4 y NO_3 . Ambas formas se ven afectadas por el fuego (KNOEPP *et al.*, 2005). La respuesta inmediata de N orgánico del suelo por la quema, es una disminución debido a una cierta pérdida a través de volatilización. Esto puede explicar la disminución del valor del N en este estudio, sin embargo esta diferencia no fue significativa, al igual que en el estudio de BERNARDIS *et al.* (2004), no encontró diferencias significativas en un estudio en pastizales, en cuanto a materia orgánica y N. DAVIES *et al.* (2007), observó en parcelas de tratamiento con quema, en suelos de pradera, que el N total del suelo no fue significativamente diferentes que en las del tratamiento control ($p > 0,05$). Al igual que AJWA *et al.* (1999), los valores de N total fueron similares entre las fechas de muestreo y no fueron afectados significativamente ($p < 0,05$) por quema. HALTENHOFF (2005), Dice que a pesar de que el nitrógeno total disminuye, la cantidad disponible generalmente aumenta después de la quema.

La materia orgánica del suelo desempeña un papel clave en el ciclo de nutrientes, intercambio catiónico, y la retención de agua en los suelos. Cuando la materia orgánica se quema, los nutrientes almacenados son volatilizados o bien se cambian en las formas altamente disponible que pueda ser fácilmente aceptado por los organismos microbianos y la vegetación. La baja temperatura umbral de la materia orgánica hace que sea especialmente sensible a la calefacción del suelo durante los incendios. Además, una parte importante de la materia orgánica se encuentra en la parte superior del perfil del suelo (KNOEPP *et al.*, 2005). En este caso, los valores de materia orgánica, no presentaron diferencias significativas estadísticamente ($p < 0,05$), del mismo modo ocurrió para C total del suelo. Esto coincide con el estudio realizado por EKINCI (2006), quien no encontró diferencias significativas entre los suelos quemados y no quemados, en los valores de materia orgánica y C total, sin embargo la concentración fue menor en suelos quemados. Aunque se espera que sea menor debido al fuego y al subsiguiente aumento de la descomposición del material orgánico, expresa HOFSTEDE (1995).

En cuanto al C soluble, en el presente estudio se observó una leve disminución, pero esta no fue estadísticamente significativa, al igual que lo observado por HERNANDEZ *et al.* (1997), nueve meses después de un incendio. DAVIES *et al.* (2007), observo en parcelas de tratamiento con quema y sin quema, en suelos de pradera, que la MO del suelo y el C total de suelo, no hubo diferencias significativas entre tratamientos ($p > 0,05$).

Se observó en este estudio que el pH del suelo IDQR aumentó en 0,4 unidades, presentando una diferencia significativa con respecto al periodo ACT. En muchos estudios hechos por diferentes autores, por lo general después de la quema, el pH tiende a subir. La combustión de la materia orgánica durante un incendio y la posterior liberación de cationes solubles tienden a aumentar ligeramente, debido a pH más básico y cationes que se encuentran en libertad durante la combustión y depositado en la superficie del suelo. El aumento en el pH del suelo, sin embargo, suele ser temporal en función del pH del suelo original (KNOEPP *et al.* 2005). En la evaluación de HERNANDEZ *et al.* (1996), de una zona semiárida quemada en España, el pH presentó solo pequeñas oscilaciones a lo largo del tiempo de muestreo que no suponen más allá de 0,5 unidades. Nueve meses después de la quema, los valores de pH de los suelos quemados fueron ligeramente más altos que los de los controles no quemados, a pesar que las diferencias no fueron estadísticamente significativas; este aumento se debe a la naturaleza alcalina de las cenizas resultantes, explica HERNANDEZ *et al.* (1997). El pH aumentó significativamente inmediatamente después de la quema de los suelos, los autores KUTIEL y SHAVIV (1989) y NARADOTO y BUSTAMANTE (2003), coinciden y explican que, en estudios independientes, el aumento de pH puede atribuirse a la liberación de cationes básicos inducidos por la combustión y la quema de la materia orgánica del suelo. Los valores de pH de los suelos ($5,9 \pm 0,2$) fueron similares entre fechas de muestreo y no fueron afectados significativamente ($P < 0,05$) por quema, es un suelo de pradera (AJWA *et al.* 1999). Un fuego prescrito, llevado a cabo en pastizales en el Mediterráneo norte-oriental de España, es examinado por Úbeda *et al.* (2005) citado por DOER y CERDA (2005), donde el fuego fue baja intensidad ($< 200^\circ \text{C}$). Inmediatamente después del incendio los parámetros medidos mostraron un incremento significativo inmediatamente después del incendio. Un año más tarde, el pH había regresado a niveles pre-fuego.

En cuanto a la humedad del suelo, en este estudio no se observaron diferencias significativas entre los periodos. Contrario a KENNARD y GHOLZ (2001), a pesar de encontrar diferencias significativas en el contenido de agua del suelo, entre los tratamientos, las diferencias no eran grandes, explican que las mayores diferencias en el contenido de agua del suelo se debieron a los cambios estacionales. El contenido de humedad promedio, en un suelo Ultisol de la IX región de Chile, obtenido en Cero Labranza sin quema fue significativamente mayor que en Cero Labranza más quema de residuos de trigo y labranza tradicional (URIBE y ROUANET, 2002). Estas contradicciones puede deberse a diferencias en las características del sitio, captura inicial de las precipitaciones, y / o interacciones con otras especies vegetales (DAVIES *et al.*, 2007).

5.4 Relación parámetros químicos del suelo con poblaciones bacterianas y enzimas del suelo

De acuerdo a los resultados señalados en el punto 4.4.1.1 se correlacionaron los parámetros químicos (pH, carbono total, materia orgánica, nitrógeno total, fósforo total

y suma de bases) en función de los grupos funcionales bacterianos, independiente de los periodos estudiados.

Se observó una correlación positiva entre el pH y la desnitrificación (0,67), se ha observado que muchas de las bacterias responsables de este proceso son sensibles a valores bajos de pH. En suelos con un pH inferior a 5,8 es menor la desnitrificación y con un pH inferior a 4,1 es muy baja. En un valor de pH de alrededor de 5,5 es prácticamente la mitad en relación con un suelo con pH 7,5 (OPAZO, 1994). Contrario a lo señalado, Anderson *et al.* (2004), citado por MARTÍNEZ (2006), mencionan que la acumulación de cenizas en el suelo, aumenta pH y disminuye la actividad desnitrificante. Por su parte, entre N total y la amilólisis se observó una correlación negativa (-0,70), esto quiere decir que si uno disminuye el otro aumenta, y viceversa. ACEA y CARBALLAS (1996) señalan que a corto plazo el fuego favorece la actividad amilolítica, por otro lado CARRILLO (2003), menciona que en el proceso de amilólisis, el almidón es degradado por microorganismos fijadores de N, a los que se les ha incorporado material vegetal.

De acuerdo a los resultados señalados en el punto 4.4.1.2 se correlacionaron los parámetros químicos (pH, carbono total, materia orgánica, nitrógeno total y fósforo total) en función de las enzimas, independiente de las periodos estudiados.

La ureasa y el pH presentaron una correlación positiva, lo que significa que cuando aumenta uno también aumenta el otro y viceversa. Esto concuerda con DICK *et al.* (1988), quienes observaron en diferentes tratamientos de la paja de trigo, que el pH mostró importantes correlaciones positivas con ureasa ($r = 0,87$), y explican que en el caso de la ureasa la alta correlación de actividad de la enzima con el pH del suelo puede ser casual y en relación con otros factores (por ejemplo, insumos N), ya que otros estudios no han mostrado importantes las relaciones entre la actividad ureasa y el pH del suelo. AJWAA *et al.* (1999), observó que a largo plazo la quema aumentó significativamente ($P < 0,05$) las actividades de la ureasa. Por otro lado, la celulasa presentó una correlación negativa con respecto al pH, lo que implica que si la celulasa aumenta, el pH va a disminuir, y viceversa. FIORETTO *et al.* (2005), exponen que, el fuego disminuye la actividad de celulasa por ser sensible a las temperaturas altas.

6 CONCLUSIONES

- La población bacteriana psicrófila disminuye inmediatamente posterior a la quema de residuos a un nivel de menos de 30% del valor inicial a la cosecha, recuperándose después de 6 meses de la quema a niveles normales.
- La quema de residuos no afectó la población de bacterias amonizantes, quienes se mantienen mayoritarias en el suelo en relación a las bacterias nitrificantes, estas disminuyen su población posterior a la quema, recuperándose luego de seis meses de la quema, reflejando un probable crecimiento más lento que el de los microorganismos amonizantes
- El fuego aplicado, provoca cambios detectables inmediatamente después de la quema (IDQR), solo en algunos elementos y nutrientes. Las bases de intercambio Na y Mg aumentaron y no se detectaron cambios en Ca y K. Por su parte en P, N y Al extractable no mostraron diferencias debido a la acción del fuego, mientras que pH, S aumentaron después de la quema y consecuentemente el Al intercambiable disminuyó. No se detectaron cambios en los parámetros de materia orgánica (C total), C soluble y la humedad del suelo.
- Los cambios en los parámetros químicos de suelo producto de la acción del fuego se reflejan en la acción enzimática de la ureasa y de la celulasa. Se determinó una correlación positiva entre la acción de ureasa y el pH del suelo y una correlación negativa de la acción de celulasa y pH, mostrando la diferente sensibilidad a las altas temperaturas.

De acuerdo a los resultados obtenidos se rechaza la hipótesis debido a la acción del fuego sobre las poblaciones bacterianas y los parámetros químicos del suelo evaluados.

7 BIBLIOGRAFIA

- ACEA, M. y CARBALLAS, T. 1996. Changes in physiological groups of microorganisms in soil following wildfire. *FEMS Microbiology Ecology* 20:33-39.
- ACEVEDO, E. 2002. Sistema de labranza y sustentabilidad agrícola en cultivos Anuales. SAP. (On line) <<http://www.sap.uchile.cl/>> (01 may. 2006).
- ACEVEDO, E. 2003. Sustentabilidad en cultivos anuales: cero labranza, manejo de rastrojos. Santiago, Chile. LOM. 184p.
- AHLGREN, I. y AHLGREN, C. 1965. Effects of Prescribed Burning on Soil Microorganisms in a Minnesota Jack Pine Forest. *Ecology* 46(3): 304-310.
- AJWA, H.; DELL, C. y RICE, C. 1999. Changes in enzyme activities and microbial biomass of tallgrass prairie soil as related to burning and nitrogen fertilization. *Soil Biology and Biochemistry* 31:769-777.
- ALEXANDER, M. 1961. Introduction to soil microbiology. New York. Wiley. 470p.
- AVILÉS, H. 2004. Las siembras del futuro. Agrogestión. (On line) <<http://www.agrogestion.com/viewfull.cfm?ObjectID=904>> (14 may. 2006).
- BARNES, B.; ZAK, D.; DENTON, S. y SPURR, S. 1998. Forest ecology. 4th Ed. New York. Wiley. 774p.
- BERNARDIS, A.; FERNANDEZ, J.; GOLDFARB, M., CASCO, J. 2004. Impacto Ambiental de la quema prescrita de un pastizal sobre la materia orgánica y el nitrógeno del suelo. (On line) <<http://www.unne.edu.ar/Web/cyt/com2004/5-Agrarias/A-044.pdf>> (14 may. 2006).
- BLACK, C.; CLARK, F.; ENSMINGER, L.; EVANS, D. y WHITE, J. 1965. Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. N° 9 Series Agronomy. American Society of Agronomy. Wisconsin. Madison. pp: 1191-1206; 1324-1345.
- BRADY, N., WEIL, R. 1999. The nature and properties of soils. 12 th ed. New Jersey. Prentice Hall. USA. 881p.
- CABRERA, O.; VERMOESEN, A.; CLEEMPUT, O. y PEÑA, J. 2000. Efecto del tipo de suelo, humedad y fuente de nitrógeno en las emisiones de N₂ y N₂O. *Terra Latinoamericana* 18(001): 1-9.
- CARRILLO, L. 2003. Microbiología Agrícola. Capítulo 3. (On line) <<http://www.unsa.edu.ar/matbib/micragri/micagricap3.pdf>> (29 may. 2006).
- CERTINI, G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia* 143:1-10.
- CHOROMANSKA, U. y DELUCA, T. 2002. Microbial activity and nitrogen mineralization in forest mineral soils following heating: evaluation of post-fire effect. *Soil Biology & Biochemistry* 34: 263-271.

- CONTRERAS, D.; FUENTES, N. y SAUCO, C. 2006. Análisis y determinación de la composición de un suelo. 20p.
- CORPORACION AUTONOMA REGIONAL DE LA FRONTERA NORORIENTAL (CORPONOR).1998. Efectos del fuego en los recursos naturales y quemas agrícolas controladas. (On line) <<http://www.corponor.gov.co/prod1e.htm>> (04 abr. 2006).
- CROVETTO, C. 1992. Rastrojos sobre el suelo, una introducción a la cero labranza. Santiago, Chile. Universitaria. 301pp.
- CRUZ, L. 2006. Daño Ambiental por Quema de Rastrojos Agrícolas. (On line) <http://www.senado.cl/prontus_senado/antialone.html> (15 abr. 2006).
- DAVIES, K.; BATES, J. y MILLER, R. 2007. Short-Term Effects of Burning Wyoming Big Sagebrush Steppe in Southeast Oregon. *Rangeland Ecology y Management* 60(5): 515-522.
- DEBANO, L; NEARY, D. y FFOLLIOTT, P. 2005. Wildland Fire in Ecosystems. Effects of Fire on Soil and Water: Soil Physical Properties. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 4. pp: 29-51.
- DE LUIS, M.; GONZÁLEZ J.C. y RAVENTÓS J. 2003. Efectos erosivos de una lluvia torrencial en suelos afectados por quemas experimentales de diferente severidad. *Cuaternario y Geomorfología* 17 (3-4): 57 - 67.
- DICK, R.; RASMUSSEN, P. y KERTE, E. 1988. Influence of long-term residue management on soil enzyme activities in relation to soil chemical properties of wheat-fallow system. *Biology and Fertility of Soils* 6:159-164.
- DOERR, S. y CERDA, A. 2005. Fire effects on soil system functioning: new insights and future challenges. *International Journal of Wildland fire* 14: 339–342.
- EKINCE, H. 2006. Effect of forest fire on some physical, chemical and biological properties of soil in Canakkale, Turkey. *International Journal of Agriculture y Biology* 8(1): 102-106.
- FAIGUENBAUM, H. 2003. Labranza, siembra y producción de los principales cultivos de Chile. Santiago, Chile. Vivaldi. 760p.
- FRASCHINA, J. 2003. El cultivo de trigo y la siembra directa. INTA. (On line) <<http://www.inta.gov.ar/actual/ant/2003/2605.htm>> (08 may. 2006).
- FUNDACION PARA LA INNOVACION AGRICOLA (FAIF). 2006. Trigo. (On line) <<http://www.manejointegrado.cl/>> (03 abr. 2006).
- GARCIA, V. 2003. Evaluación de un modelo predictivo sobre el efecto de la temperatura y humedad en la descomposición de rastrojo de trigo. *Agricultura Técnica*. (On line) <http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0365-28072003000100009&lng=es&nrm=iso&tlng=es> (10 may 2006).
- GARRIDO, E. 2002. Propuesta agroecológica al manejo de residuos de cosecha en sistemas productivos basados en la frambuesa en la localidad de Romeral, VII Región, Chile. Tesis de Grado de Magíster en Gestión en Desarrollo Rural y Agricultura Sustentable, Temuco, Universidad Católica de Temuco de Chile. 98p.

- HALTENHOFF H. 1998. El impacto del fuego sobre el medio ambiente. Unidad de gestión manejo del fuego. Corporación nacional forestal. CONAF. Santiago, Chile. (On line) <<http://www.conaf.cl/modules/contents/files/unit4/file/b65d2ce72f617f5761f37f7bc0c24d2.pdf>> (26 sep. 2007).
- HALTENHOFF, H. 2005. Manual de Efectos del Fuego y Evaluación de Daños. Uso y manejo del fuego en áreas agrícolas y forestales del departamento de Petén. Proyecto FAO TCP/GUA/2903 (A). 85p.
- HERNANDEZ, J.; MARTINEZ, J. y VELA DE ORO, N. 1996. Evolución de las propiedades del suelo en una zona mediterránea semiárida quemada del Sureste de España. (On line) <<http://natres.psu.ac.th/Link/SoilCongress/bdd/symp11/1650-t.pdf>> (26 sep. 2007).
- HERNANDEZ, T.;GARCIA, C. y REINHARDT, I. 1997. Short-term effect of wildfire on the chemical, biochemical and microbiological properties of Mediterranean pine forest soils. *Biology and Fertility of soils* 25:109-116.
- HERNANDEZ, I. y LOPEZ, D. 1999. Efectos de la quema sobre el ciclo del fósforo en una sabana de *trachypogon*. *Ecotropicos* 12(1): 3-8.
- HERNANDEZ, I. y LOPEZ, D. 2002. Pérdida de nutrientes por la quema de la vegetación en una sabana de *trachypogon*. *Revista de Biología Tropical* 50(3/4):1019-2002.
- HOFSTEDE, R. 1995. The effects of grazing and burning on soil and plant nutrient concentrations in Colombian p,Aramo grasslands. *Plant and Soil* 173: 111-132.
- HONORATO, R. 2000. Manual de Edafología. 4ª ed. México, D.F. Alfa omega. 267p.
- INSTITUTO NACIONAL DE TECNOLOGÍA AGROPECUARIA (INTA). 2002. Fertilización nitrogenada, azufrada y con micronutrientes en dos cultivares de soja en lotes encalados y sin encalar. (On line) <<http://www.inta.gov.ar/>>. (29 abr. 2007).
- INGENIERIA TECNICA AGRICOLA (INEA). 2000. Prácticas agrícolas compatibles con el medio ambiente. Evitar la quema de rastrojos y residuos. (On line) <<http://www.inea.uva.es/web/materiales/web/pracagrimix/index.html>> (12 may. 2006).
- JOBET, C. 2002. Calidad fundamental en cadena. (On line) <<http://www.tattersall.cl/revista/Rev192/index.htm>> (21 mar 2006).
- KENNARD, D. y GHOLZ, H. 2001. Effects of high- and low-intensity fires on soil properties and plant growth in a Bolivian dry forest. *Plant and Soil* 234: 119-129.
- KUTIEL, P. y SHAIVIV, A. 1989. Effect of simulated forest fire on the availability of N and P in mediterranean soils. *Plant and Soil* 120:57-63.
- KNOEPP, J., DEBANO, L., NEARY, D. 2005. Wildland Fire in Ecosystems: Effects of Fire on Soil and Water: Soil Chemistry. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 4. pp: 53-71.

- LINDH, D. 2004. Degradación de paja de trigo adicionada de una fuente de carbono o nitrógeno por tres cepas de hongos. Tesis Licenciado en Agronomía, Valdivia, Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Agrarias. 58p.
- MARTINEZ, E. 1995. Los incendios forestales en la argentina. Botánica y fisiología. Mendoza, Argentina. IADIZA. 114p.
- MARTINEZ, F. 2002. Gestión y tratamiento de residuos agrícolas. Infoagro. (On line) <http://www.infoagro.com/hortalizas/residuos_agricolas.htm> (25 abr. 2006).
- MARTINEZ, O. 2006. Comunidades microbianas y actividad biológica en los suelos de bosque de Araucaria – *Nothofagus* después de dos años de un incendio en el parque nacional Tolhuaca. Tesis de grado de Magíster en ciencias mención Microbiológica, Valdivia, Universidad Austral de Chile. 174p.
- MATURANA, M. y ACEVEDO, E. 2003. Cambios en la fertilidad del suelo asociados a cero labranza. Laboratorio de Relación Suelo-Agua-Planta. Santiago, Chile. Universidad de Chile. 111p.
- NARADOTO, G. y BUSTAMANTE, M. 2003. Effects of fire on soil nitrogen dynamics and microbial biomass in savannas of Central Brazil. Pesquisa agropecuaria brasilia 38 (8): 955-962.
- NIELSEN, M. y WINDING, A. 2002. Microorganisms as indicators of soil health. National Environmental Research Institute, Denmark. Technical Report No. 388. 85p.
- NELSON, D. y SOMMERS, L. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: Page, A. Miller, R y Keeney, D. Methods of soil analysis, Part 2. Madison, USA. American Society of Agronomy. pp 539-579.
- OFICINA DE ESTUDIOS Y POLITICAS AGRARIAS (ODEPA). 2006. Estadísticas de la agricultura Chilena. (On line) <<http://www.odepa.cl>> (15 mar. 2006).
- OLAVARRIA, G. 2000. Caracterización enzimática cualitativa de cepas fúngicas de un suelo Trumao y determinación mediante parámetros químicos de su capacidad para degradar paja de trigo. Tesis Escuela de Agronomía, Valdivia, Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias. 118 p.
- OPAZO, J. 1994. Suelos, una visión actualizada del recurso. Capítulo VII: Fertilidad de suelos. Biblioteca digital de la Universidad de Chile. (On line) <http://mazinger.sisib.uchile.cl/repositorio/lb/ciencias_agronomicas/miscelaneasa_gronomicas38/> (29 may. 2007).
- PINOCHET, D. 2004. Fósforo Olsen y su relación con la nutrición de los cultivos en los agroecosistemas chilenos. Instituto de Ingeniería Agraria y Suelos. Universidad Austral de Chile.
- POCHON, J. y TARDIEUX, P. 1965. Técnicas de análisis de microbiología del suelo. Burgos, España. T.E.I. 117 p.

- REYES, J. 2002. Efecto de cuatro temporadas de cero labranza y manejo de rastrojo en las condiciones físicas y químicas de un suelo aluvial de la zona central de Chile. Relación suelo-agua-planta. Facultad de ciencias agronómicas. Universidad de Chile. 155p.
- RODRIGUEZ, J. 1993. La fertilización de los cultivos, un Método racional. Santiago. Chile. Universidad Católica de Chile. 289p.
- RODRIGUEZ, J. 2001. Fertilización de los cultivos. Santiago, Chile. LOM. 117p.
- ROUSSEAU, J. 1984. Cosecha de granos trigo, maíz, frejol y soya. Deposito de documentos de la FAO. (On line) <<http://www.fao.org/documents/>> (10 may. 2006).
- ROUANET, J.; PINO, I.; URIBE, H.; NARIO, A.; SCHULLER, F. y BORIE, F. 2003. Manejo integrado suelo-planta y desarrollo sustentable de la agricultura del Sur de Chile. Santiago, Chile. LOM. 29-51p.
- RUZ, A. 2004. Residuos Agrícolas: Una Oportunidad de Energía Renovable para Chile. Agro Económico. (On line) <<http://www.agroeconomico.cl/>> (12 abr. 2006).
- SAAVEDRA, N. 1975. Manual de análisis de plantas Facultad de Agronomía. . Pontificia Universidad Católica de Chile. Publicación número 17. pp:17-36.
- SADZAWKA, A.; CARRASCO, M. y GREZ, R., MORA, M. 2004. Métodos de análisis recomendados para los suelos chilenos. Comisión de normalización y acreditación. Sociedad chilena de la ciencia del suelo. 113p.
- STROMGAARD, P. 1984. The immediate effect of burning and ash-fertilization. Plant and Soil 80: 307-320.
- TIEDEMANN, A., WOODARD, P. 2002. Multiresource Effects of a Stand-Replacement Prescribed Fire in the Pinus contorta-Abies lasiocarpa Vegetation Zone of Central Washington. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-535. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 26 p.
- TORRES, D.; QUIROZ, R. y JUSCAMAITA, J. 2004. Efectos de una quema Controlada sobre la población microbiana en suelos con pasturas en la Sais Tupac Amaru. Junin, Perú. Ecología Aplicada 3:139-147.
- URIBE, H. y ROUANET, J. 2002. Efecto de tres sistemas de labranza sobre el nivel de humedad en el perfil del suelo. Agricultura Técnica 62(4): 555-564.
- VAN DE VIJVER, C.; POOT, P. y PRINS, H. 1999. Causes of increased nutrient concentrations in post-fire regrowth in an East African savanna. Plant and Soil 214: 173-185.
- VARNERO, M. 2006. El suelo como sistema biológico. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agraria y Forestales. (On line) <http://mazinger.sisib.uchile.cl/repositorio/lb/ciencias_agronomicas/miscelaneasagronomicas38/C8.html> (03 feb. 2006).
- VAZQUEZ, F.; ACEA, M. y CARBALLAS, T. 1993. Soil microbial populations after wildfire. FEMS Microbiology Ecology 13: 93-104.

ANEXOS

Anexo 1 Medio de cultivo para la desnitrificación.

1000 mL de medio	
Sulfato de sodio	1 g
KNO ₃	0,5 g
Glucosa	0,5 g
Peptona	10 g
Agua destilada	1000 mL

Anexo 2 Medio de cultivo para la nitrificación.

1000 mL de medio	
Solución salina	50 mL
Sulfato de amonio	0,5 g
Carbonato de calcio	1 g
Agua destilada	950 mL

Anexo 3 Medio de cultivo para la Amonificación.

1000 mL de medio	
Solución salina	50 mL
Asparragina	0,2 g
Oligoelementos	1 mL
Agua destilada	950 mL

Anexo 4 Medio de cultivo para la Amilólisis.

1000 mL de medio	
Solución salina	50 mL
Extracto de tierra	10 mL
Almidón	1,5 g
Nitrato de amonio	1 g
Oligoelementos	1 mL
Agua destilada	1000 mL

Anexo 5 Medio de cultivo para la proteólisis.

1000 mL de medio	
Extracto de carne	3 g
Peptona	5 g
Gelatina	120 g
Agua destilada	1000 mL

Anexo 6 Medio de cultivo para celulólisis.

1000 mLde medio	
Solución salina	50 mL
Nitrato de amonio	1 g
Oligoelementos	1 mL
Celulosa	20 g
Agar noble	20 g
Agua destilada	1000 mL

Anexo 7 Medio de cultivo para desarrollo bacteriano.

NaCl	3 g
Peptona universal	6 g
Agar-agar	12 g
Extracto carne	1,8 g
Agua destilada	600 mL

Anexo 8 Reactivo nitrato.

Solución A		Solución B	
Acido sulfamílico	0,8 g	Naftilamina	0,5 g
Acido acético 5 N	100 cc	Acido acético 5 N	100 cc

Anexo 9 Reactivo difenilamina.

Difenilamina	10 g
Agua destilada	200 mL
Ácido sulfúrico	1000 mL

Anexo 10 Reactivo Nessler.

Solución A	
Yoduro de mercurio	50 g
Yoduro de potasio	36,5 g
Agua destilada	1000 mL
Solución B	
Potasa pura	150 g
Agua destilada	1000 mL